

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA GEOGRÁFICA, GEOFÍSICA E ENERGIA



Produção de biogás a partir de resíduos de espaços verdes

ANA CAROLINA SEGALA DA SILVA

Trabalho realizado sob a supervisão de

Doutor Santino Eugénio Di Berardino (LNEG/FCUL)

Doutora Maria Cristina Sousa Catita (FCUL)

Mestrado Integrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Dissertação

2015

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”

Antoine Laurent Lavoisier

Agradecimentos

Começo por agradecer aos meus orientadores. Ao Dr. Santino Di Berardino, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, sobre um tema tão importante quanto a valorização dos resíduos, e pelo otimismo demonstrado, mesmo nas horas mais difíceis. À Dra. Cristina Maria Sousa Catita, pela grande paciência e disponibilidade demonstrados ao longo de todo o trabalho.

Agradeço à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e ao polo Lumiar do Laboratório Nacional de Energia e Geologia, especialmente às investigadoras e técnicas de laboratório do Laboratório de Bioenergia e Ambiente, por todo o suporte na execução das atividades laboratoriais, e à Unidade de Bioenergia, pela realização da determinação do teor em polissacáridos e grupos acetilo, nas amostras de substrato.

A concretização deste trabalho só foi possível graças as informações e dados disponibilizados pelos colaboradores das empresas de tratamento e valorização de resíduos, Tratolixo e Valorsul, e das Câmaras Municipais de Oeiras e Cascais. A todos eles deixo, também, o meu reconhecimento e agradecimento.

Um agradecimento especial à minha Mãe, pelo exemplo de força, coragem e amor sem igual; aos meus familiares e amigos que estão no Brasil, mas que fizeram questão de mostrar interesse, carinho e apoio ao longo desta fase, e a todos os amigos da Faculdade de Ciências e Arvato Bertelsmann, pelo apoio e motivação.

Por fim, mas não por último, um enorme “Muito obrigado” a todos aqueles que de alguma forma colaboraram para a minha formação pessoal e profissional ao longo destes anos, auxiliando na conquista de mais esta meta.

Abstract

In large urban areas green spaces are increasingly important due to provide health and welfare to populations. Maintenance procedures of these spaces generate a significant amount of green waste, which has been undervalued by treatment and waste management systems.

This paper evaluates the production of biogas by digestion of green waste, seeking to establish the best conditions of temperature (mesophilic and thermophilic) and pretreatment (physical or enzymatic) capable to provide a greater production of biogas and higher methane content.

The aim is also to evaluate the green waste management chain, analysing the entire production/disposal cycle, from collection, transport and treatment, presenting as case-study the municipalities of Cascais and Oeiras.

Tests for anaerobic digestion in mesophilic and thermophilic allowed to establish average production biogas values for each of two substrates: grass with or without irrigation; in the natural state and after enzymatic pretreatment. The biogas production in thermophilic reactors was 10 – 15 % greater than in mesophilic temperature, in all the samples, making attractive this option.

As regards the benefits of enzymatic pre-treatment, it was possible to observe a reduction in the hydraulic retention time required to biodegrade the organic matter in comparison with the samples which have not undergone this process.

The methane content in all digested samples was satisfactory, on average 55 to 70% CH₄, according to the substrate and reactor temperature operation.

The follow-up of maintenance in green areas with irrigation, revealed an average of biomass production of 37 tons of fresh matter per hectare, per year.

Keywords: Anaerobic Digestion, Biogas, Pretreatment, Green Wastes, Green Spaces.

Resumo

Nos grandes centros urbanos os espaços verdes ganham cada vez mais relevância, devido a proporcionarem saúde e bem-estar as populações. Os procedimentos de manutenção destes espaços geram uma quantidade significativa de resíduos verdes, que vem sendo pouco valorizados pelos sistemas de tratamento e gestão de resíduos.

Esta dissertação avalia a produção de biogás através da digestão dos resíduos verdes (RV), buscando estabelecer as melhores condições de temperatura (regime mesofílico e termofílico) e pré-tratamento (físico ou enzimático) para uma maior produção de biogás e de melhor qualidade (maior teor de metano).

Pretende-se, ainda, avaliar a cadeia de gestão adotada para os RV, com recurso a análise do ciclo de produção, recolha, transporte e tratamento seguido nos Concelhos de Cascais e Oeiras, apresentado como caso de estudo.

Os ensaios de digestão anaeróbia em mesofílico e termofílico, permitiram estabelecer valores médios de produção para cada um dos substratos (relva com e sem rega, que receberam ou não pré-tratamento enzimático). Verificou-se uma maior produção de biogás em regime termofílico, para todos os tipos de amostra. Quanto aos benefícios do pré-tratamento enzimático, foi possível observar uma redução no tempo de retenção hidráulico necessário para biodegradar a matéria orgânica, em comparação com as amostras que não passaram por este processo.

O teor de metano presente em todas as amostras digeridas foi satisfatório, em média de 55% a 70% de CH₄, de acordo com o substrato e temperatura de operação do reator.

O acompanhamento de operações de manutenção em espaços verdes com rega, permitiu estabelecer um valor médio de produção de biomassa de 37 toneladas de matéria fresca por hectare, por ano.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia, Biogás, Pré-tratamento, Resíduos Verdes, Espaços Verdes.

Índice

Abstract	ii
Resumo	iii
Abreviaturas e Siglas	x
1. Introdução.....	1
1.1 Contexto	1
1.2 Motivação.....	3
1.3 Objetivos	4
1.4 Estrutura	5
2. Revisão Bibliográfica	7
2.1 Digestão Anaeróbia	7
2.1.1 Processo de biometanização	7
2.1.2 Parâmetros da Digestão Anaeróbia	9
2.1.3 Produtos da digestão anaeróbia	11
2.2 Pré-Tratamento.....	12
2.2.1 Constituição da biomassa	12
2.2.2 Tipos de pré-tratamentos	13
2.3 Espaços Verdes Urbanos	16
2.3.1 Função dos espaços verdes.....	17
2.3.2 Tipos de espaços verdes	17
2.4 Sistemas de Informação Geográfica.....	18
2.4.1 Aplicação na Estimativa de Biomassa produzida.....	18
3. Caso de estudo.....	20
3.1 Caracterização socio-económica e espaços verdes nos concelhos de Cascais e Oeiras	20
3.1.1 Concelho de Cascais.....	21
3.1.2 Concelho de Oeiras	22
3.2 Sistemas de Tratamento de Resíduos	23
3.2.1 Tratolixo	23

3.2.2	Valorsul	24
3.3	Cadeia de Valorização.....	24
3.3.1	Gestão dos Resíduos Verdes	24
3.3.2	Produção	25
3.3.3	Armazenamento e Transporte.....	28
3.3.4	Tratamento e Valorização.....	29
3.4	Recolha das amostras	30
3.4.1	Amostragem dos Resíduos Verdes.....	30
3.4.1	Amostragem do inóculo	32
4.	Materiais e Métodos	33
4.1	Parâmetros de caracterização	33
4.1.1	Equipamentos	33
4.1.2	Reagentes.....	33
4.1.3	Caracterização do inóculo	34
4.1.4	Caracterização do substrato.....	37
4.2	Preparação dos resíduos verdes – Pré-tratamento	40
4.2.1	Pré-tratamento físico	40
4.2.2	Pré-tratamento enzimático.....	41
4.3	Digestão anaeróbia	42
4.3.1	Sistema Experimental.....	42
4.3.2	Montagem dos digestores e calibração do sistema.....	43
5.	Resultados e discussão	46
5.1	Caracterização do inóculo	46
5.1.1	Caracterização do substrato.....	47
5.2	Caracterização do efluente	49
5.2.1	Eficiência do processo de Digestão Anaeróbia	49
5.3	Produção de biogás.....	50
5.3.1	Perfis de produção de biogás em regime mesofílico e termofílico.....	50
5.3.2	Produção específica de metano	52

5.3.3	Composição do biogás produzido	53
5.1	Estimativa da Produção de Biomassa – Modelação dos Dados	55
6.	Conclusões e sugestões para trabalhos futuros.....	58
7.	Bibliografia.....	60
8.	Anexos.....	68

Índice de Figuras

Figura 1: Concentração atmosférica de CO ₂ e projeção. (IPCC, 2015)	1
Figura 2: Produção de energia elétrica a partir de fontes de energia renovável (DGEG, 2013)	2
Figura 3: Potencial de produção anual de biometano em Portugal a partir de diferentes substratos (Cabrita, et al., 2015)	3
Figura 4: RSU produzido por país na EU (kg per capita/ano) em 2003 e 2013 (Eurostat, 2015)	3
Figura 5: Dimensões da Gestão de Resíduos (Ferrão, et al., 2011)	5
Figura 6: Esquema de divisão das diferentes etapas do trabalho	6
Figura 7: Grupos de enzimas que atuam sobre a matéria orgânica e conversões	7
Figura 8: Esquema das etapas do processo de digestão anaeróbia. Adaptado de (Li, et al., 2010)	9
Figura 9: Estrutura da biomassa lenhocelulósica. Adaptado de (GR3, 2014)	13
Figura 10: Estrutura lenhocelulósica após pré-tratamento – Adaptado de (GR3, 2014)	13
Figura 11: Tipos de pré-tratamento. Adaptado de (Montgomery, et al., 2014)	14
Figura 12: Concelhos pertencentes a Região da Grande Lisboa (CONSULTAE, 2015)	21
Figura 13: Tipo e número de espaços verdes existentes por freguesia no Concelho de Cascais	22
Figura 14: Evolução da entrega de Resíduos Verdes (a) e Resíduos de limpeza (b) no sistema AMTRES – Adaptado de (TRATOLIXO, 2015)	27
Figura 15: Esquema de separação do RSU indiferenciado. Adaptado de (TRATOLIXO, 2015)	30
Figura 16: Altura dos resíduos de relva recolhidos. Área de sequeiro (Cabeço do gato) e área de regadio (Parque dos Poetas), respetivamente à esquerda e à direita.	31
Figura 17: Delimitação da área cortada no Cabeço do Gato (esquerda). Exemplo de área intervenção no Pq. dos Poetas (direita)	31
Figura 18: Evolução do pré-tratamento enzimático para resíduos de sequeiro (à esquerda de cada imagem) e regadio (à direita): a) resíduos verdes após pré-tratamento físico; b) resíduos verdes após adição das enzimas e solução tampão, antes do período de incubação; c) resíduos verdes com enzimas e solução tampão, após período de incubação.	42
Figura 19: Esquema de montagem utilizado nos testes de biodegradabilidade – Adaptado de	43
Figura 20: Montagem experimental utilizada nos testes de biodegradabilidade	43
Figura 21: Produção Cumulativa de biogás (mL) para os diferentes substratos e ensaios: a) e b) correspondem aos perfis verificados nos ensaios a 35°C; c) e d) correspondem aos perfis verificados para os ensaios a 55°C. Condições: com 500 mL de inóculo e 4 gramas de sólidos totais.	51

Figura 22: Produção específica de metano por total de Sólidos Totais (ST), Voláteis (SV) e matéria fresca. Condições no digestor: Temperatura de operação 35°C; 500 mL de inóculo; aproximadamente 4 g de ST e 3,7 g de SV, de amostra.	52
Figura 23: Produção específica de metano por total de Sólidos Totais (ST), Voláteis (SV) e matéria fresca. Condições no digestor: Temperatura de operação 55°C; 500 mL de inóculo; aproximadamente 4 g de ST e 3,7 g de SV, de amostra.	53
Figura 24: Evolução do teor de metano no biogás produzido ao longo dos ensaios de DA: a) ensaio em mesofílico (35°C); b) ensaio em termofílico (55°C).....	54
Figura 25: Evolução do teor de dióxido de carbono no biogás produzido ao longo dos ensaios de DA: a) ensaio em mesofílico (35°C); b) ensaio em termofílico (55°C).....	54
Figura 26: Condicionantes territoriais AML – Rede Natura 2000 e Áreas protegidas (CMC, 2015) ...	55
Figura 27: Produção de biomassa em kg/m ² .ano, nos espaços verdes do concelho de Oeiras.	56
Figura 28: Potencial teórico de produção de biometano [m ³ /ano]. Condições: a partir da produção de biomassa (t base seca/ano) e produção de bioCH ₄ por amostra m ³ CH ₄ /t base seca.	57
Figura 29: Resíduos verdes recebidos pela Valorsul entre 2010 e 2012 e respetivo destino final.	80
Figura 30: Armazenamento dos resíduos recolhidos para transporte.	81

Índice de Tabelas

Tabela 1: Valores de referência para a razão C/N, teor de sólidos totais e voláteis e potencial produção de biogás, para diferentes substratos. (Chandra, et al., 2012; Seadi, et al., 2008)	11
Tabela 2: Composição típica da biomassa lenhocelulósica (% matéria seca) -.....	12
Tabela 3: Destino aplicado aos resíduos de acordo com a forma de recolha.....	29
Tabela 4: Reagentes utilizados na análise do substrato e do inóculo.	34
Tabela 5 - Fator de correção para a determinação dos polímeros. Adaptado de (Torrado, 2010).....	39
Tabela 6: Volume de enzima utilizado para a hidrólise por tipo de relva	41
Tabela 7: Composição dos digestores em cada banho - Ensaio em mesofílico e termofílico	45
Tabela 8: Características dos inóculos utilizados nos testes de biodegradabilidade em regime mesofílico e termofílico	46
Tabela 9: Características dos substratos utilizados nos diversos ensaios de digestão anaeróbia.....	47
Tabela 10: Composição química dos diferentes substratos utilizados. Os resultados em são apresentados como percentagem em base seca.	47
Tabela 11: Caracterização do efluente. Valores médios com desvio padrão inferior a 10%.	49
Tabela 12: Eficiência da remoção de CQO (%) nos diferentes ensaios.....	50
Tabela 13: Eficiência da remoção de SV (%) nos diferentes ensaios	50
Tabela 14: Produção líquida de biogás (mL) para cada tipo de amostra e regime de temperatura.	53
Tabela 15: Média do teor em sólidos totais e voláteis, nas amostras dos espaços verdes com rega, e produção estimada de biomassa do Concelho de Oeiras.....	56
Tabela 16: Produção de Resíduos Verdes por código LER	77
Tabela 17: Produção de biomassa	80

Abreviaturas e Siglas

AML	Área Metropolitana de Lisboa
AMTRES	Associação de Municípios de Cascais, Mafra, Oerias e Sintra
CQO	Carência Química de Oxigénio
DA	Digestão Anaeróbia
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
ETVO	Estação de Tratamento e Valorização Orgânica
FER	Fontes de Energia Renovável
GEE	Gases de Efeito Estufa
LER	Lista Europeia de Resíduos
LNEG	Laboratório Nacional de Energia e Geologia
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RUB	Resíduos Urbanos Biodegradáveis
RV	Resíduos Verdes
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
EU	União Europeia

1. Introdução

1.1 Contexto

A organização da sociedade e da economia como conhecemos hoje deve-se muito às Revoluções Industriais ocorridas nos séculos XVIII e XIX. Com o aumento da produção houve um acréscimo nas necessidades de energia, também impulsionado pelo crescimento populacional nos centros urbanos em formação.

Desde esse período o mix energético global sofreu alterações. Houve a substituição das fontes de energia utilizadas até aquele ao momento, como a tração animal, os moinhos de vento ou água e a biomassa, por novas fontes de energia, baseadas em recursos fósseis como o carvão, durante o século XIX, petróleo (em especial para o uso nos transportes) e o gás natural, durante o século XX. (Keay, 2007)

A partir do século passado, os investigadores começaram a relacionar o aumento da temperatura mundial com as crescentes concentrações de Gases de Efeito Estufa (GEE)¹ na atmosfera (WWF, 2015). Tendo em conta que os GEE são emitidos quer através de processos naturais, quer através de atividades humanas, foi possível verificar que estas últimas estavam, e estão, a contribuir para este aumento (Figura 1). Destacando-se como atividades chave a queima de combustíveis fósseis na produção de eletricidade, nos transportes, na indústria e em utilizações domésticas, com emissões significativas de CO₂; as atividades agropecuárias ligadas a alteração do uso dos solos, contribuindo com o aumento de CH₄ e CO₂ e os aterros sanitários, que emitem CH₄ (AEA, 2014).

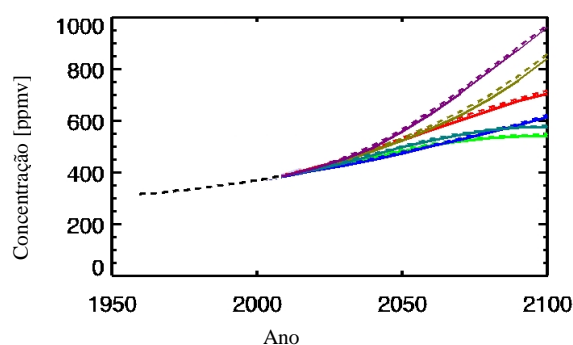


Figura 1: Concentração atmosférica de CO₂ e projeção. (IPCC, 2015)

Perante este cenário, as atenções viraram-se para as formas de reduzir ou minimizar as emissões de GEE. No que se refere à União Europeia, um dos primeiros passos neste sentido foi a ratificação do protocolo de Quioto. Houve também um esforço para identificar as áreas de intervenção fundamentais para atingir os objetivos propostos, com ênfase no aumento da eficiência energética e da utilização de fontes de energia renovável (FER); o desenvolvimento de mecanismos para captura do CO₂ e a implementação do Regime Europeu do Comércio de Licenças de Emissão. (AEA, 2014)

O pacote clima-energia de 2009 estabelecido pela União Europeia e em vigor através da Diretiva 2009/28/CE, representou um marco ao estabelecer que até 2020, 20% da energia consumida pelos Estados-Membros deve provir de fontes de energia renováveis, bem como deve haver uma redução, até 2050, de no mínimo 80% das emissões de GEE com referência nos valores registados em 1990. Ficou

¹ Os Gases de Efeito Estufa (GEE) são compostos essencialmente por: vapor de água, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso e clorofluorcarbonetos. (EIA, 2004)

comprometida também uma redução de 20% no consumo de energia primária e a incorporação no setor dos transportes de no mínimo 10% de combustíveis obtidos através de fontes renováveis, ou biocombustíveis, até 2020. (AEA, 2014)

Nos anos que antecederam a crise económica, a política energética em Portugal ficou marcada por investimentos e apoios significativos a fontes de energia renovável. Mais recentemente foram lançados importantes documentos estratégicos com objetivo do cumprimento das metas para 2020, como o PNAER (Plano Nacional de Acção para as Energias Renováveis), permitindo não só a racionalidade económica no consumo de recursos, como também a adoção de medidas que vão ao encontro das metas Europeias. (Energia em Portugal, 2014)

A participação das FER na produção de energia elétrica ao longo dos anos (Figura 2) tem assumido um papel relevante nacionalmente, tendo crescido 51% entre 2012 e 2013, de 20 TWh para 30TWh (DGEG, 2013). Destacando-se a produção com origem no recurso hídrico (com capacidade instalada superior a 10 MW), eólico e da biomassa (incluindo resíduos vegetais/florestais, licores sulfítrios, biogás e resíduos sólidos urbanos) (ADENE, 2015).

Esta tendência manteve-se para o ano de 2014 em que 62% da eletricidade consumida foi produzida a partir de fontes renováveis, aproximadamente 32 TWh, fato que permitiu que menos 13 Mton de CO₂ fossem emitidos para a atmosfera (APREN, 2015).

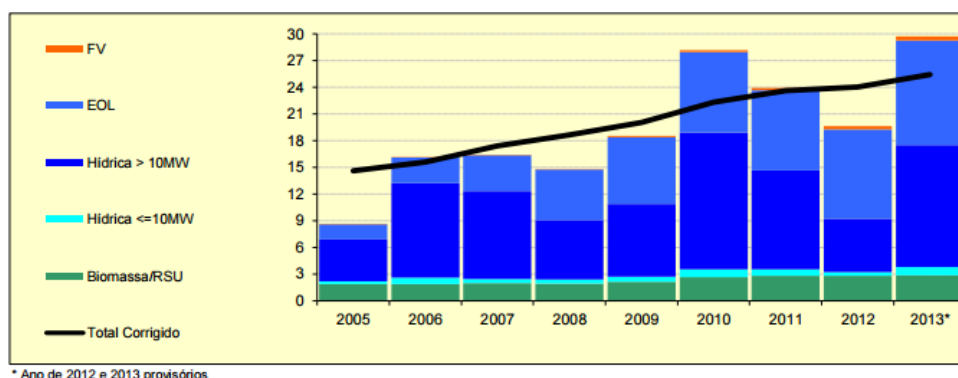


Figura 2: Produção de energia elétrica a partir de fontes de energia renovável (DGEG, 2013)

Dentre as fontes de energia renovável, a biomassa representa uma área de especial interesse visto permitir a produção de biocombustíveis através de plantas e resíduos, representando uma opção vantajosa e de baixo custo para o aproveitamento de materiais que de outra forma teriam o seu potencial energético desperdiçado. Admitem-se como biocombustíveis o biodiesel, o bioetanol, biohidrogênio e o biometano. Os dois primeiros, biodiesel e o biometano, são produzidos em Portugal e incorporados no gasóleo e gasolina, respetivamente. Quanto ao biometano, um gás comparável ao Gás Natural (GN), obtido por diferentes tecnologias separativas a partir do biogás, é pouco conhecido nacionalmente.

Existem atualmente na Europa 197 unidades comerciais de obtenção de biometano a partir de biogás, nenhuma delas em Portugal (LNEG, 2015). Sendo o potencial estimado de produção de biometano, apenas com base na fração biodegradável dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), de aproximadamente 430 milhões de metros cúbicos por ano (Figura 3). É evidente a necessidade de atuar nesta área, para inverter esta situação e caminhar em direção a uma maior independência energética, um dos objetivos do PNAER.

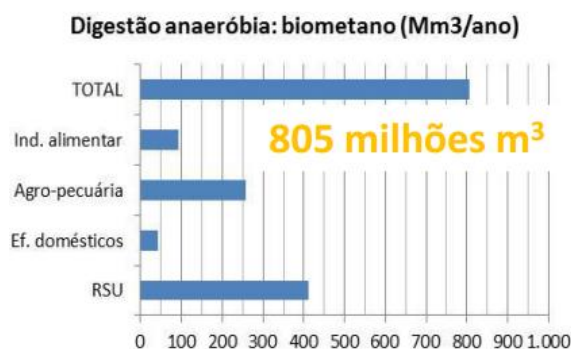


Figura 3: Potencial de produção anual de biometano em Portugal a partir de diferentes substratos (Cabrita, et al., 2015)

1.2 Motivação

As recentes limitações impostas pela União Europeia à utilização de culturas energéticas para a produção de biocombustíveis (não deve exceder 6% da energia final utilizada nos transportes), tem impulsionado um especial interesse pelos resíduos de biomassa (Reuters, 2015).

A biomassa, a nível de recurso energético, pode ser definida segundo a Diretiva 2001/77/EC como: “A fração biodegradável de produtos e resíduos da agricultura (incluindo substâncias vegetais e animais), da floresta e das indústrias conexas, bem como a fração biodegradável dos resíduos industriais e urbanos”. A motivação para este trabalho surge exatamente da importância e potencial energético da fração biodegradável dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

Os RSU provêm das diversas atividades de produção e consumo que têm lugar na sociedade (Ferrão, et al., 2011). É normal, por isso, que estejam constantemente a serem produzidos, apesar de já existir uma dissociação entre o volume de itens consumidos e o volume de RSU produzido.

A tendência de produção de RSU verificada na Europa na última década (2003-2013) foi de retração. Esta tendência também se verificou em Portugal, apesar de mínima. Hoje cada um de nós continua produzindo aproximadamente 450 kg de RSU/ano (Figura 4).

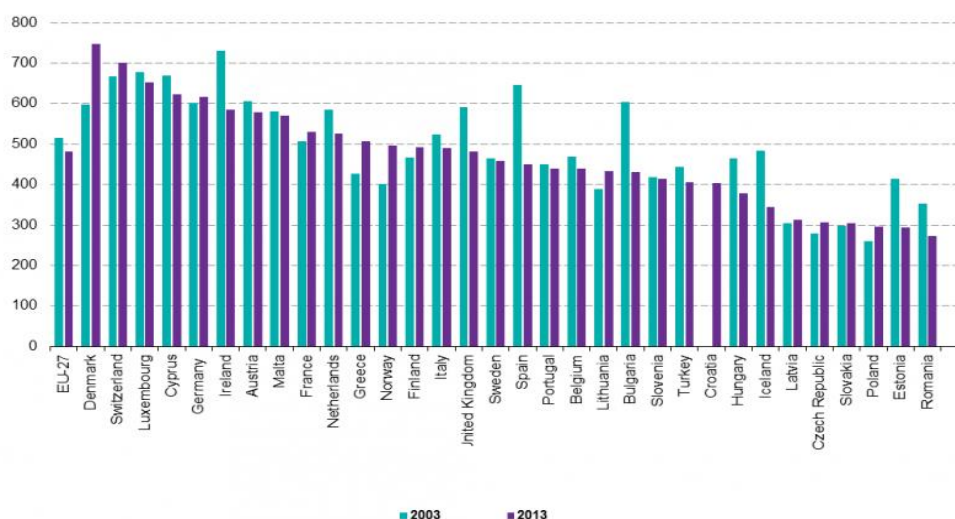


Figura 4: RSU produzido por país na EU (kg per capita/ano) em 2003 e 2013 (Eurostat, 2015)

Faz sentido rever a definição atual de “resíduo” consagrada no Decreto-Lei nº 178/2006, de 5 de Setembro. É considerado “resíduo” qualquer “substância ou objeto de que o detentor se desfaz, tem intenção ou a obrigação de se desfazer”.

Coube à Diretiva-quadro, Diretiva nº. 2008/98/CE, de 19 de Novembro, o papel de clarificar este conceito e reforçar o potencial de valorização e utilização dos resíduos com o propósito de preservar os recursos naturais e aumentar o seu valor económico, tendo introduzido o conceito de “subproduto”. Sendo assim, mesmo que um material se enquadre no conceito de resíduo anteriormente referido, não deve ser considerado automaticamente como tal, pois pode constituir um recurso interessante. (Ferrão, et al., 2011)

O PERSU 2020 (Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos) reforça esta visão ao encarar os resíduos como um recurso endógeno, passível de valorização e agregação de valor que, se aproveitado, pode possibilitar a dinamização da economia, do setor tecnológico e aumentar a eficiência na utilização dos recursos primários e secundários (APA, 2015).

Os trabalhos intensos de consciencialização das populações, sobre alguns dos constituintes mais conhecidos dos RSU (papel, cartão e vidro) e o seu potencial para a reciclagem, fizeram com que atualmente estes já sejam reaproveitados, existindo uma cadeia de valorização organizada e conhecida de forma geral pelo público. O mesmo não se aplica a outros tipos de materiais que constituem os resíduos urbanos.

O estabelecimento da Lista Europeia de Resíduos (LER)², permitiu a classificação harmonizada dos resíduos baseada na sua origem e composição (APA, 2015). De acordo com a LER é possível classificar todos os RSU, ou comparáveis a este, no capítulo 20. Seguindo os subcapítulos é possível encontrar a fonte produtora do resíduo e por fim, determinar o seu código de 6 dígitos.

Dentro da classificação dos RSU ou equiparáveis nos interessam as duas parcelas que compõem os Resíduos Verdes (RV), identificadas pelos códigos LER 20 02 01 (resíduos de parques e jardins biodegradáveis – incluindo cemitérios) e 20 03 03 (resíduos de limpeza de ruas).

Os últimos dados fornecidos pela APA indicam que o volume de RV recolhidos seletivamente em Portugal tem vindo a aumentar, atingindo aproximadamente 190 mil toneladas em 2012 (APA, 2014).

Quanto aos tipos de tratamento aplicados, grande parte dos RV recebidos seletivamente na AML (Área Metropolitana de Lisboa) são transferidos para os aterros do sistema de tratamento gerido pela VALORSUL (VALORSUL, 2014). No restante do país, os aterros também continuam sendo o destino final da maior parte dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB). Segundo dados registados nos Formulários do Mapa de Registo de Resíduos Urbanos (MRRU) de 2013, em média 53% dos RUB recolhidos são encaminhados para aterros. (APA, 2015)

Estes poderiam ser melhor aproveitados de acordo com a hierarquia de gestão de resíduos, segundo a qual deve dar-se prioridade à prevenção, redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, e quando tal não for viável, a outros processos de valorização (incluindo a valorização energética) e por fim, à deposição final adequada (Ferrão, et al., 2011).

1.3 Objetivos

A gestão dos resíduos é uma área bastante ampla, podendo ser dividida em dois grupos, de prevenção e políticas reguladoras (verde escuro na Figura 5) e de execução (verde claro).

² A Lista Europeia de Resíduos foi publicada em 3 de março de 2004 na Portaria nacional nº 209/2004 e revista pela Decisão 2014/955/UE publicada no Jornal Oficial da União Europeia em 18 de Dezembro de 2014. (APA, 2015)



Figura 5: Dimensões da Gestão de Resíduos (Ferrão, et al., 2011)

Os resíduos urbanos da nossa civilização constituem uma fonte de despesa para os seus produtores, uma vez que devem ser recolhidos, transportados, tratados e enviados para um destino final adequado.

Na situação atual os resíduos verdes seguem o caminho dos resíduos sólidos urbanos, implicando custos avultados para os seus produtores. Por outro lado, constituem uma fonte de biomassa e possuem um potencial interessante químico, energético e fertilizante que pode ser valorizado. Esta situação já é comum em diversos países europeus.

Assim surgiu a ideia de efetuar um estudo da valorização dos resíduos verdes urbanos com os objectivos de determinar o potencial (pouco conhecido) deste resíduo, bem como identificar a possibilidade de estabelecer a sua cadeia de valorização, dando origem à candidatura do Projeto Europeu *GR3 – Grass as a Green Gas Resource*, financiado pela *Intelligent Energy Europe* (IEE), no qual o Departamento de Bioenergia do Laboratório Nacional de Energia e Geologia (LNEG) participa como parceiro.

O projeto envolve diversas tarefas sobre este tema, desde o levantamento da biomassa até a realização de planos de negócios para a sua implementação. Esta dissertação, de âmbito menos alargado do que o projeto em questão, devido a sua própria natureza, apresenta os seguintes objetivos comuns:

- i) Determinar a atual cadeia de valorização existente para os Resíduos Verdes;
- ii) Estudar o regime de Digestão Anaeróbia mais adequado para este tipo de resíduos;
- iii) Caracterizar o biogás obtido;
- iv) Estimar a quantidade de RV produzidos anualmente numa área selecionada;
- v) Estimar a produção de biogás a partir dos RV recolhidos nos espaços verdes públicos urbanos;

As atividades laboratoriais deste trabalho foram realizadas nas instalações e laboratórios do LNEG.

1.4 Estrutura

A Diretiva- Quadro sobre os Resíduos (DQR), nº 2008/98/CE, determina que qualquer plano para os resíduos deve incluir uma análise da situação atual da gestão de resíduos na área geográfica em questão, as medidas a tomar para melhorar, de modo ambientalmente correto, a preparação para a reutilização, a reciclagem, ou outras formas de valorização e eliminação.

Levando estes preceitos em consideração este trabalho está dividido em 6 capítulos. No Capítulo 1 é realizada uma pequena revisão sobre o panorama energético nacional e apresentada a motivação para o estudo realizado.

O Capítulo 2, por sua vez, contém o estado da arte sobre a Digestão Anaeróbia e o substrato utilizado nos ensaios.

De forma a alcançar os objetivos referidos no ponto anterior (1.3 Motivação), os restantes capítulos representam as 3 etapas em que o trabalho foi dividido, segundo o esquema apresentado abaixo:

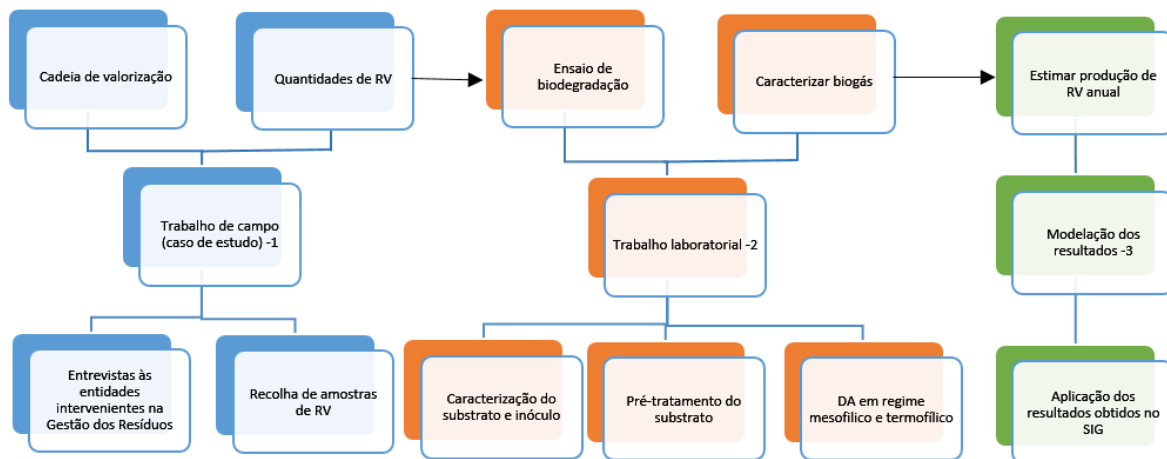


Figura 6: Esquema de divisão das diferentes etapas do trabalho.

- 1) Trabalho de campo: dividido, por sua vez, em duas partes i) Pesquisa junto de empresas de manutenção de espaços verdes, Câmaras Municipais (Cascais e Oeiras) e Empresas de Gestão de Resíduos Urbanos (TRATOLIXO e VALORSUL), para determinar a cadeia de valorização do resíduo, em curso no período de Março à Junho de 2014; ii) Recolha de amostras de resíduos verdes provenientes de operações de manutenção de espaços verdes públicos, no Concelho de Oeiras (Capítulo 3 – Caso de Estudo).
- 2) Atividade laboratorial: caracterização do consórcio bacteriano e substrato; realização de pré-tratamento ao substrato; ensaios laboratoriais de digestão anaeróbia em descontínuo em regime mesofílico e termofílico e caracterização do biogás obtido (Capítulo 4- Materiais e Métodos).
- 3) Modelação dos resultados com recurso ao software ArcGIS: Estimativa à escala do Concelho de Oeiras, da a potencial produção anual de biogás (Capítulo 5 – Resultados e Discussão), com base na estimativa da produção anual de biomassa, obtida na fase de Trabalho de campo, e da produção de biogás, obtida na fase da Atividade laboratorial.

Por fim, o Capítulo 6 contém as conclusões finais do trabalho e as sugestões para atividades futuras.

2. Revisão Bibliográfica

2.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia (AD) é um processo bem estabelecido para a produção de energia renovável em que a biomassa (também referida neste trabalho como substrato ou matéria-prima) é digerida e convertida por microorganismos em biogás (uma mistura de metano, dióxido de carbono e outros gases), um combustível com um teor de energia que varia dos 18,630 aos 26,081 kJ/m³, dependendo da concentração de metano (Romano, et al., 2009).

Os substratos orgânicos passíveis de utilização no processo de DA podem ser os mais diversos, incluindo lamas de tratamento de águas residuais, resíduos sólidos urbanos, da agricultura e pecuária (dejetos animais), e culturas agrícolas criadas para o efeito.

A capacidade estabilizar a matéria orgânica e de produzir um biocombustível, a partir de uma série de diferentes substratos, são duas das vantagens da digestão anaeróbia. (Montgomery, et al., 2014)

2.1.1 Processo de biometanização

A fermentação do metano, ou biometanização, é um processo biológico complexo, que pode ser dividido em quatro etapas, cada uma levada a cabo por diferentes grupos de microorganismos (consórcio bacteriano), que se relacionam de forma sintópica e sinérgica, com necessidades diferentes dentro do processo.

Abaixo são descritas cada uma destas etapas (Chandra, et al., 2012; Seadi, et al., 2008).

2.1.1.1 Hidrólise

Nesta primeira etapa da Digestão Anaeróbia as enzimas extra-celulares produzidas pelas bactérias hidrolíticas, facultativas ou obrigatórias, decompõem a matéria orgânica complexa (celulose, proteínas e gorduras) ou polímeros, em moléculas solúveis mais simples (açúcares simples, aminoácidos e ácidos gordos) ou monómeros.

A hidrólise dos carboidratos tem lugar após poucas horas depois do arranque do processo de biodegradação anaeróbio, enquanto a hidrólise de proteínas e lípidos pode levar alguns dias.

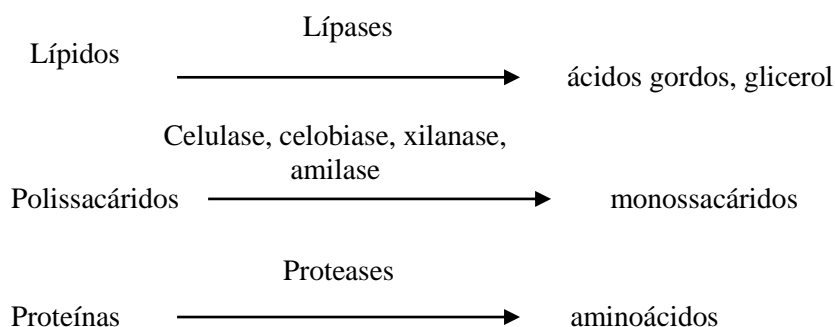


Figura 7: Grupos de enzimas que atuam sobre a matéria orgânica e conversões.

2.1.1.2 Acidogénese

Os monómeros formados na etapa anterior são transportados para o interior das células de bactérias fermentativas, e convertidos em acetato, hidrogénio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos (ácido butírico, propiónico, acético, láctico e succínico) e álcoois.

2.1.1.3 Acetogénese

Durante esta etapa os produtos da acidogénese, que não podem ser diretamente convertidos em metano pelas bactérias metanogénicas (ácidos gordos e álcoois), são convertidos em substrato metanogénico (ácido acético, hidrogénio e dióxido de carbono).

2.1.1.4 Metanogénese

Na última etapa da DA são as bactérias metanogénicas, e estritamente anaeróbias, a converterem os compostos resultantes da acidogénese e acetogénese em metano.

As bactérias metanogénicas podem ser acetotróficas, ou seja, convertem o ácido acético em metano (70% da produção de metano durante a DA), ou hidrogenotróficas, que convertem o hidrogénio e dióxido de carbono em metano, os restantes 30% (Equações 1 e 2).



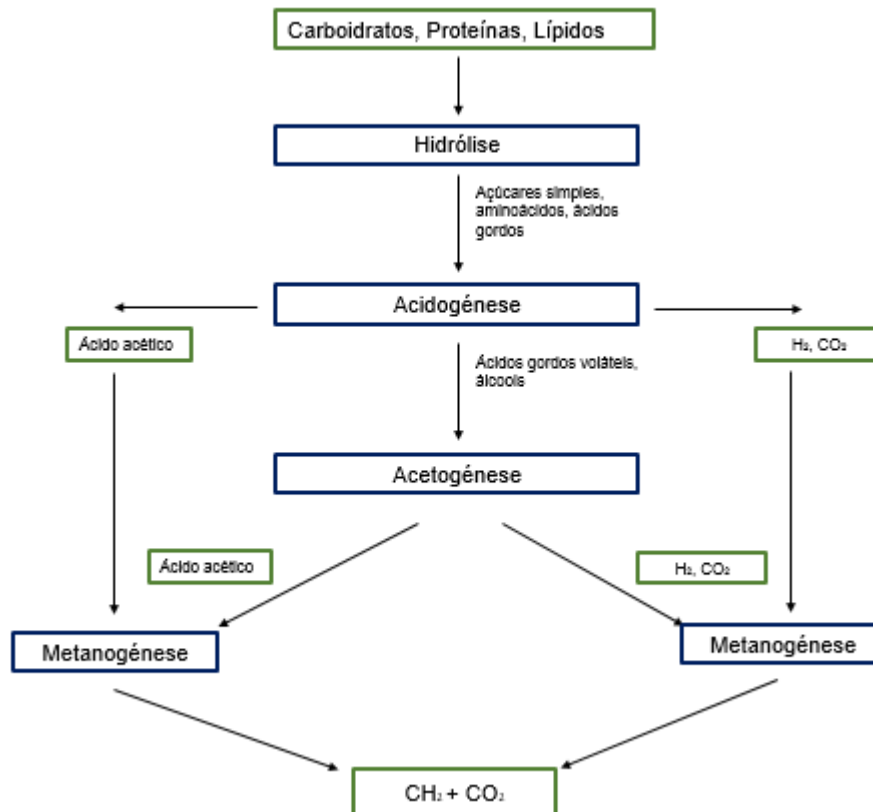


Figura 8: Esquema das etapas do processo de digestão anaeróbia. Adaptado de (Li, et al., 2010)

2.1.2 Parâmetros da Digestão Anaeróbia

A eficiência da conversão da matéria-prima em biogás é influenciada pelas condições existentes no interior do digestor. São considerados parâmetros críticos o pH; a temperatura; o volume de oxigênio; os nutrientes disponíveis, a presença de compostos inibidores, entre outros. O controle destes parâmetros deve ser assegurado de forma a possibilitar uma correta biodegradação da matéria orgânica.

2.1.2.1 Temperatura

As variações de temperatura no digestor, mesmo que pequenas, afetam toda a atividade microbológica existente, principalmente a das bactérias metanogénicas (Chandra, et al., 2012).

A digestão anaeróbia pode ocorrer em gamas de temperatura psicrófila (10-20 °C), mesófila (30-35 °C) e termófila (50-60 °C). A realização da biodegradação em regime psicrófilo não prevê a utilização de mecanismos de aquecimento no digestor, sendo por este motivo mais adequada para locais de clima quente e reatores de pequena dimensão, a fim de evitar variações internas de temperatura (Monnet, 2003).

Normalmente os digestores anaeróbios trabalham em regime mesófilico ou termófilico. A operação do digestor na gama termófila, quando comparada a mesófila, apresenta benefícios como, a redução do

tempo de retenção³, redução dos organismos patogênicos e elevada produção de biogás (Chandra, et al., 2012). Por outro lado, requer mais investimento a nível do aquecimento e é mais sensível a variações, pelo que pode ser mais difícil de controlar este processo (Monnet, 2003).

2.1.2.2 pH

O pH é um parâmetro importante para o acompanhamento do processo de digestão anaeróbia. Durante as quatro diferentes etapas da biometanização o pH dentro do digestor tende a ser ajustado pela atividade dos próprios microrganismos, se as condições existentes não favorecerem desequilíbrios. A presença de excesso de alimento, por exemplo, pode fazer com que os ácidos orgânicos sejam produzidos a uma maior velocidade do que a capacidade da sua sintetização pelas bactérias produtoras de metano. Caso o poder tampão, ou seja, a capacidade de neutralizar este desequilíbrio, não seja suficiente, o pH irá baixar.

No digestor anaeróbio os principais compostos que contribuem para o poder tampão são os ácidos orgânicos voláteis e o bicarbonato (Pereira, 2013).

Em um processo normal de DA o pH começa por ser reduzido com a produção dos ácidos voláteis e disponibilidade de dióxido de carbono. Durante a produção de metano as bactérias irão consumir os ácidos voláteis, voltando a estabelecer uma relação de neutralidade no conteúdo do digestor (Chandra, et al., 2012).

O valor ótimo do pH varia de acordo com as bactérias envolvidas nas diferentes etapas do processo de biometanização. Os microrganismos responsáveis pela acidogénese apresentam melhor atividade e desenvolvimento acima de pH 5,0, porém os responsáveis pela metanogénese são inibidos por um valor de pH inferior a 6. Desta forma, deve-se garantir que o intervalo de pH 6,0-8,5 não é ultrapassado, visto ser tóxico. A produção de metano é maior no intervalo de pH 7,0-7,2, contudo, uma satisfatória produção de biogás ocorre entre pH 6,6 e 7,6. (Chandra, et al., 2012)

2.1.2.3 Razão C/N

A razão entre os teores de carbono e azoto (C/N) nos substratos utilizados para a DA desempenha um papel fundamental. O carbono representa a fonte de energia dos microrganismos e é utilizado pelas bactérias de 30 a 35 vezes mais rapidamente que o azoto. Este, por sua vez, tem o papel de estimular o crescimento dos microrganismos (Silveira, 2009).

Quando razão C/N é muito alta, os microrganismos metanogénicos consomem rapidamente o azoto para satisfazer as suas necessidades de proteína, não reagindo com todo o carbono presente no substrato. Como resultado, a produção de biogás será inferior ao esperado. Por outro lado, se a razão C/N for muito baixa, o azoto será libertado e se acumulará no digestor na forma de ião amónio. O NH_4^+ , quando presente em excesso, pode aumentar o pH dentro do digestor para níveis tóxicos, superior a pH 8,5, para as bactérias metanogénicas (Chandra, et al., 2012).

Em literatura frequentemente é recomendada a razão C/N de 20:1 a 30:1. É considerado ótima a relação 25:1 (Chandra, et al., 2012).

³ Tempo de retenção: é o tempo necessário para que ocorra dentro do digestor a completa degradação da matéria orgânica. Varia com os parâmetros do processo de DA e as características do substrato. Para o caso dos resíduos orgânicos, é de 15 a 30 dias ou 12 a 14 dias, respectivamente para gamas de temperatura mesofílica e termofílica. (Monnet, 2003)

Tabela 1: Valores de referência para a razão C/N, teor de sólidos totais e voláteis e potencial produção de biogás, para diferentes substratos. (Chandra, et al., 2012; Seadi, et al., 2008)

Matéria-prima	Razão C:N	Sólidos Totais (%)	Sólidos Voláteis (%)	Potencial Biogás (m³/kg SV)
Extrume	6-20	5-12	80	0,20-0,30
Resíduos de frutas	35	15-20	75	0,25-0,50
Resíduos de jardins	100-150	60-70	90	0,20-0,50
Lamas de esgoto	6	0.5-5	60	-

Para prover a quantidade e qualidade dos nutrientes presentes no digestor, bem como de uma melhor razão C/N, é normal realizar-se a digestão anaeróbia de misturas de substratos, co-digestão, entre lamas, resíduos de frutas, entre outros.

2.1.2.4 Toxicidade e inibição

Normalmente quando o processo de digestão não decorre como previsto, resultando na produção de biogás com baixo teor de metano, por exemplo, é sinal de que houve uma limitação em alguma das etapas que constituem este processo. A inibição do processo de digestão anaeróbia pode se dever há avariações bruscas na temperatura de operação ou pH, já referidos anteriormente, e devido a compostos tóxicos para o consórcio bacteriano, que podem ser introduzidos no digestor através da própria matéria-prima ou produzidos durante o processo.

Substratos como as lamas provenientes de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), por exemplo, podem conter metais pesados (ferro, cobalto, cobre, zinco ou cádmio), que não são biodegradáveis e, por isso, se acumulam no interior do digestor, podendo atingir concentrações tóxicas. A amônia, por outro lado, é um exemplo de agente tóxico gerado a partir da degradação biológica do material nitrogenado presente no substrato, normalmente sobre a forma de proteína e uréia. A amônia é benéfica para o desenvolvimento do processo quando presente em concentrações inferiores a 200 mg/L. Em concentrações mais elevadas, pode causar uma redução na produção de metano de até 50% (Chen, et al., 2007).

Outros nutrientes como o sódio, o potássio, cálcio e magnésio são necessários para o crescimento bacteriológico em concentrações moderadas, mas se presentes em grandes quantidades também podem ser tóxicos e levar à inibição do processo. Os limites aceitáveis de concentração dos diferentes nutrientes variam de acordo com o substrato utilizado, e as condições de operação do digestor. (Chen, et al., 2007)

2.1.3 Produtos da digestão anaeróbia

Do processo de biodegradação anaeróbia são produzidos três subprodutos: uma fração líquida (sobrenadantes); sólida (lama digerida) e gasosa (biogás) (Pereira, 2013).

O sobrenadante é um líquido rico em diversos nutrientes, podendo ser um excelente fertilizante, dependendo da qualidade do substrato orgânico digerido. Igualmente a fração sólida, constituída pelo material orgânico já estabilizado, apresenta potencial para utilização como biofertilizante, devido a presença de componentes minerais como o azoto, fósforo, potássio e micro nutrientes (Pereira, 2013; Seadi, et al., 2008). A aplicação destes corretores naturais do solo é restrita a culturas não alimentares, por questões de segurança.

2.2 Pré-Tratamento

A composição química e a estrutura de alguns substratos pode retardar a biodegradação da matéria e tornar baixo o grau de conversão em metano. No processo de produção de biogás a partir de matérias com moléculas complexas, a hidrólise enzimática realizada a partir das enzimas produzidas pelas bactérias hidrolíticas no digestor, em especial dos polissacarídeos do substrato, desempenha um papel chave na produção de biogás e na velocidade do processo (Gerhardt, et al., 2007).

No caso da biomassa herbácea os principais fatores limitantes nesta primeira fase da digestão podem ser a presença de químicos que inibem o crescimento e a atividade dos microrganismos; a estrutura cristalina das moléculas; a superfície de contato pequena; ou mesmo a formação de agregados ou flocos, causando restrições de ordem física ao ataque microbiológico no digestor. (Montgomery, et al., 2014). Além disso podem haver problemas de escoamento, viscosidade e mistura no digestor se o substrato não for preparado adequadamente.

De forma a facilitar o ataque das bactérias as partes das moléculas menos acessíveis e quebrar as estruturas cristalinas da celulose e lenhina, pode-se realizar um pré-tratamento ao substrato antes da digestão anaeróbia (Li, et al., 2014; Montgomery, et al., 2014).

2.2.1 Constituição da biomassa

A biomassa lenhocelulósica é formada por três principais componentes: celulose, hemicelulose e lenhina Tabela 2.

Tabela 2: Composição típica da biomassa lenhocelulósica (% matéria seca) -

Adaptado de (GR3, 2014)

Material	Celulose (%)	Hemicelulose (%)	Lenhina (%)
Madeira	40-55	24-40	18-25
Resinosos	45-50	25-35	25-35
Espiga de milho	45	35	15
Gramíneas	25-40	35-50	10-30
Palha de trigo	30	50	15
Dejetos de suínos	6	28	NA
Esterco bovino	1-5	1-4	2-6

A celulose é um polímero linear de unidades de D-glucose, com estrutura cristalina. Devido as suas características a celulose representa o maior potencial para a digestão anaeróbia. (GR3, 2014)

A hemicelulose, por sua vez, é um heteropolímero que contém essencialmente glucose, galactose e arabinose (GR3, 2014). A hemicelulose é hidrolisada mais rapidamente que a celulose devido a sua estrutura amorfa, o seu peso molecular é inferior ao da celulose (Castro, et al., 2011).

O terceiro componente da biomassa lenhocelulósica é a lenhina. A lenhina é um polímero amorfo constituído por diferentes compostos fenólicos e é o principal material das paredes das células e mantém unidas as fibras de celulose e hemicelulose, dando suporte, resistência e impermeabilidade a planta (Castro, et al., 2011). Quanto mais lenhina a biomassa possui, mais difícil é a sua biodegradação (GR3, 2014).

Como a Figura 9 permite verificar, as cadeias de celulose em uma planta são estruturadas em arranjos chamados microfibrilos. Diferentes microfibrilos estão ligados uns aos outros pela hemicelulose e são cobertos pela lenhina.

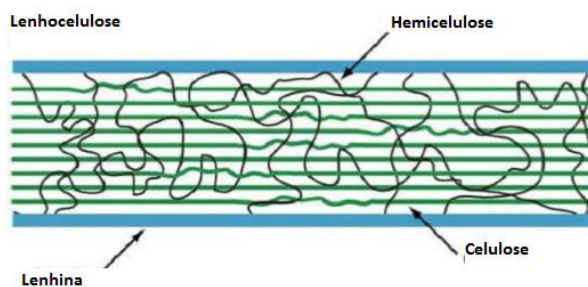


Figura 9: Estrutura da biomassa lenhocelulósica. Adaptado de (GR3, 2014)

Durante a produção de biogás a principal fonte de metano são os açúcares e outras pequenas moléculas. No material lenhocelulósico estas pequenas moléculas provem da quebra da celulose e hemicelulose (Montgomery, et al., 2014). Visto que estas principais moléculas estão protegidas pela lenhina, para tornar os componentes da biomassa mais disponíveis para as bactérias é possível introduzir um pré-tratamento antes do processo de digestão anaerobia (Figura 10).

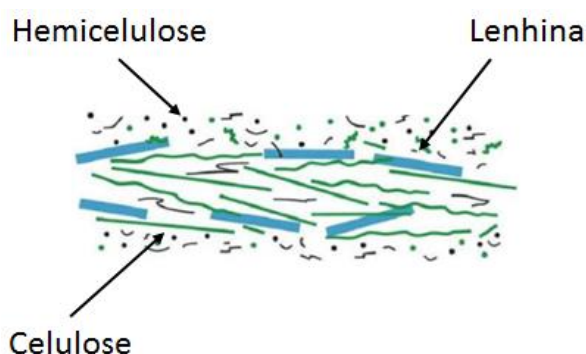


Figura 10: Estrutura lenhocelulósica após pré-tratamento – Adaptado de (GR3, 2014)

É importante referir ainda relativamente a biomassa que, quanto maior a cristalinidade dos microfibrilos da celulose, mais exigente será a degradação enzimática. De forma inversa, quanto maior for a área de superfície do material, melhor será a acessibilidade das enzimas às cadeias químicas que constituem o substrato, tornando-se mais fácil separá-las.

A quantidade de lenhina presente na estrutura da lenhocelulose limita o acesso das enzimas. A lenhina dissolvida no conteúdo do digestor também pode limitar a ação de algumas enzimas, como por exemplo, a celulase. A hemicelulose forma uma barreira em volta das cadeias de celulose, esta barreira, contudo, é mais fácil de ser removida do complexo lenhocelulósico do que a lenhina. (GR3, 2014)

2.2.2 Tipos de pré-tratamentos

Os pré-tratamentos podem ser classificados em 3 categorias: i) físico ou mecânico; ii) químico e físico-químico e iii) biológico (Chandra, et al., 2012).

De acordo com a composição do substrato, seleciona-se o pré-tratamento ou a combinação de pré-tratamentos mais eficazes. No esquema seguinte são descritos sumariamente os tipos de pré-tratamento que podem ser aplicados.

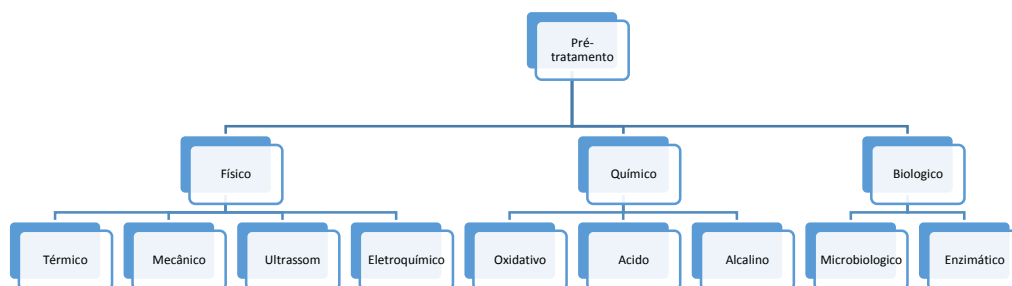


Figura 11: Tipos de pré-tratamento. Adaptado de (Montgomery, et al., 2014)

2.2.2.1 Processos físicos de pré-tratamento

São processos que atuam na estrutura física do substrato, de forma a desintegrá-la aumentando a superfície de contato para ocorrer a biodegradação (Pereira, 2013). Podem ser de princípio mecânico, térmico, termo-mecânico, hidrotérmico ou ultrassônico. (Montgomery, et al., 2014)

O tratamento mecânico consiste na redução do tamanho das partículas de substrato através da utilização de moinho (de corte, de bolas ou de coloidização) (Pereira, 2013). Este processo eleva a eficácia do ataque enzimático por aumentar a área de contacto da biomassa, reduz ainda a formação de agregados floculados, bem como a viscosidade dentro do digestor, tornando a agitação mais fácil. A redução no tamanho da biomassa é sempre de ajuda neste processo. Do ponto de vista da biodegradação os resultados mais eficazes na fase da hidrólise têm sido verificados com partículas de 1 a 2 mm (Montgomery, et al., 2014). Do ponto de vista operacional o alcance duma pequena granulometria pode acarretar gastos energéticos importantes, que reduzem ou anulam as vantagens, sendo esta uma operação a otimizar.

No pré-tratamento térmico a decomposição das moléculas mais resistentes é efectuada a custa do calor. O substrato normalmente é aquecido de 125 à 190 °C, sobre pressão, com tempos de residência de poucos minutos até uma hora. Em laboratório este procedimento pode ser realizado em autoclaves ou em reactores específicos. Durante este processo, a água contida na biomassa associada ao calor proporcionado pelas altas temperaturas, rompe as ligações de hidrogénio que mantém unida a rede cristalina da celulose, fazendo com que a biomassa aumente de tamanho ou inche (Montgomery, et al., 2014).

2.2.2.2 Processos de pré-tratamento químico

Têm como objetivo dissolver a lenhina ou a hemicelulose, tornando a celulose mais disponível para a digestão, sem dissolver a barreira criada pelo arranjo cristalino da celulose (GR3, 2014). Requerem a adição de produtos químicos à biomassa.

Os processos de pré-tratamento químico mais utilizados envolvem principalmente o uso de ácidos (sulfúrico, hidrocloreídrico, nítrico e fosfórico) ou de produtos alcalinos fortes (normalmente hidróxidos de cálcio, potássio, sódio e de amónia) aplicados em condições (concentração, pH e temperatura) óptimas (GR3, 2014).

Embora possam ser processados a temperatura ambiente, este tipo de pré-tratamento também é conhecido por termoquímico, uma vez que associa aos princípios químicos a ação da temperatura, para otimizar a eficácia e a dosagem (Montgomery, et al., 2014).

As gamas de temperatura variam de acordo com o agente utilizado, ácido (160 à 200 °C) ou básico (100 à 160 °C). Bem como o tempo de exposição, que pode variar de minutos até alguns dias, no caso de substratos particularmente resistentes (Montgomery, et al., 2014).

2.2.2.3 Processos de pré-tratamento biológico

A degradação biológica do material lenho celulósico é normalmente facilitada pela ação de enzimas, como as celulases e hemicelulases, que são produzidas pelos microrganismos presentes no digestor anaeróbio, ou adicionados, potenciando a ação dos organismos, ou dos seus produtos, sobre o material ao qual se pretende biodegradar. Os procedimentos mais comuns de pré-tratamento biológico são: a digestão em duas etapas, em que a fase da hidrólise e acidificação é separada fisicamente da fase metanogénica, ou a adição de determinadas enzimas, seleccionadas de acordo com a estrutura que se pretende atacar.

O pré-tratamento microbiológico anaeróbio, conhecido como pré-acidificação, ou método de digestão em duas fases, é uma técnica simples em que são utilizados dois tanques em condições anaeróbias. No primeiro tanque são criadas condições para que ocorra a primeira fase da DA (hidrólise e produção de ácido). No segundo tanque, é concentrada a produção de metano (Li, et al., 2014).

A gestão das fases da digestão é realizada através do controlo do pH. Normalmente as enzimas responsáveis pela digestão da celulose e hemicelulose trabalham melhor entre pH 4 a 6, na gama de temperaturas de 30 a 50°C. Esta mesma gama de pH se aplicada as bactérias metanogénicas inibe a produção de metano e causa a acumulação de ácidos gordos voláteis. Desta forma, o segundo digestor é mantido na gama de pH 6,5-7,5, favorecendo a produção de metano que, em alguns casos, pode chegar a um aumento de 20-30 %. (Montgomery, et al., 2014)

O pré-tratamento enzimático consiste na adição de enzimas com ação específica sobre o substrato que se pretende digerir, neste sentido podem ser adicionadas enzimas com efeito sobre a celulose, hemicelulose ou amido, por exemplo. (Montgomery, et al., 2014)

Os aditivos enzimáticos podem ser adicionados de três formas diferentes: diretamente no digestor anaeróbio de fase única; diretamente no digestor dedicado a fase da hidrólise e acidificação, no caso da digestão em duas etapas; ou por adição num tanque de mistura e reacção, utilizado unicamente para a aplicação das enzimas em condições controladas.

Foram efectuados numerosos estudos à escala laboratorial em sistema em descontinuo para estabelecer as melhores condições operacionais de adição das enzimas ao substrato e condução da reacção.

Foi possível verificar que, nos digestores em duas etapas a adição das enzimas na primeira fase conduz a um ligeiro aumento da solubilização do substrato, o que permite um maior rendimento na produção de biogás face a digestão anaeróbia de substratos que não receberam nenhum pré-tratamento. Se as enzimas forem adicionadas ao substrato em um recipiente próprio, a solubilização da matéria pode ser incrementada ainda mais, permitindo maior produção de biogás (Montgomery, et al., 2014). Já a adição no próprio digestor, no caso do processo de biodegradação em fase única, não traz efeito significativo para a biodegradabilidade do material. (Romano, et al., 2009).

No caso da biomassa, muitos tipos de enzima já foram testados com ação sobre a celulose (celulases), hemicelulose (hemicelulases) e amido (amilases). (Lin, et al., 2010; GR3, 2014; Romano, et al., 2009)

A adição de celulase e b-glucosidase nos digestores anaeróbios foi experimentada em um processo iniciado com uma etapa de pré-tratamento enzimático seguido de digestão anaeróbia, e resultou em um aumento do biogás e do teor de metano, respetivamente 12% e 15%. (Romano, et al., 2009)

Autores testando outras combinações de enzimas verificaram um aumento na produção de biogás de 10%, e na concentração de metano no gás produzido. Contudo, as dosagens de enzimas eram tão elevadas que implicariam um custo muito alto, tornando o procedimento economicamente inviável. (Montgomery, et al., 2014)

Esta tecnologia é de uso frequente em digestores em escala real que recebem culturas energéticas na Alemanha, sendo o custo do reagente inferior à receita adiciona do biogás ou ao custo de substrato adicional.

2.3 Espaços Verdes Urbanos

Segundo relatório apresentado pela Organização das Nações Unidas, 54% da população mundial ou 3.9 mil milhões de habitantes viviam em áreas urbanas em 2014. Estudos realizados estimam que em 2050 mais 2.5 mil milhões de habitantes venham a se juntar a estes. (ONU, 2015)

O desenvolvimento não controlado dos agregados populacionais nas áreas urbanas tem tornado estes locais cada vez mais densos, agressivos e desumanizados. (CMC, 2011)

Segundo o relatório “Comunidades Sustentáveis: Construção do Futuro” do (ODPM, 2003), uma das características que uma cidade deve apresentar, para ser considerada sustentável, é “Um ambiente local saudável e seguro com espaços verdes públicos bem desenhados”. Além da ação sobre a saúde física dos seus habitantes, os espaços verdes urbanos contribuem também para a sua saúde mental e constituem um equipamento social, tanto mais indispensável quanto mais urbanizadas forem as áreas em que se inserem (Pereira, 2011).

Desta forma, o crescimento da população em malha urbana implica uma necessidade de expansão dos espaços verdes, como resposta as exigências de qualidade de vida e com o principal objetivo de contribuir para o lazer e o bem-estar das populações, bem como para o equilíbrio ecológico e ambiental das paisagens urbanas. (CMC, 2011)

Vários estudos realizados permitiram estabelecer a relação de 40 m² de espaço verde por habitante como suficiente para manter a qualidade ambiental, considerando a capacidade da vegetação para produzir oxigénio e absorver dióxido de carbono, regular a temperatura e humidade do ar e absorver e filtrar as poeiras atmosféricas. (Pereira, 2011)

Em Portugal a Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano recomenda a disponibilidade de 30 m² de espaço verde por habitante, dos quais 20 m² devem ser espaços verdes integrando a Estrutura Verde Principal⁴ e 10 m² espaços verdes integrando a Estrutura Verde Secundária⁵. (Santana, et al., 2010)

⁴ Estrutura Verde Principal: tem o objetivo de fazer a transição do meio rural para o meio urbano. Inclui matas e áreas de produção agrícola, leitos e cabeceiras de linhas de água, entre outras áreas sensíveis. À medida que se vai aproximando da cidade vai adquirindo progressivamente um carácter mais urbano (parques sub-urbanos e urbanos, zonas desportivas, hortas urbanas, etc). (Pereira, 2011)

⁵ Estrutura Verde Secundária: são espaços de menor dimensão, com formas mais diretamente ligadas à habitação e aos equipamentos, na forma de praças, logradouros, jardins. Representam uma extensão da Estrutura Verde Principal. (Pereira, 2011)

2.3.1 Função dos espaços verdes

Um espaço livre pode ser considerado “verde” quando as suas características permitem o uso, o passeio, o repouso, o jogo e o desporto. Quanto a sua composição, deve ter como elemento dominante a vegetação. (Pereira, 2011)

Os espaços verdes urbanos apresentam diversas propriedades que lhes conferem um papel único e essencial à melhoria da qualidade de vida nas cidades. Dentre elas destacam-se (Pereira, 2011):

i) manutenção da biodiversidade e do solo: Permite a existência de vida animal e vegetal dentro dos centros urbanos e o desenvolvimento dos ciclos biológicos. Através do processo de fotossíntese contribuem para a diminuição de CO₂ na atmosfera. A substituição de revestimentos impermeáveis dos solos por uma cobertura vegetal, aumenta o volume de água infiltrada quando chove e amortiza a velocidade da água, reduzindo a erosão.

ii) qualidade cénica: equilibram a composição dos elementos rígidos construídos, integrando diferentes formas, cores, volumes e texturas, contribuindo para a estética das cidades.

iii) regularização do microclimática: Através da capacidade de termorregulação, do controle da humidade, das radiações solares, da proteção contra o vento, contra as chuvas e através da retenção de poeiras suspensas na atmosfera;

iv) Função Socio-Económica: A oferta de espaços verdes urbanos seguros, limpos e confortáveis, proporciona aos indivíduos um ambiente físico que incentiva a prática de actividade física. Para além disso, a utilização desses espaços potencia a capacidade de concentração e disciplina das crianças, alivia o estresse e a fadiga, com consequências na diminuição da agressividade e da violência, influenciando também na capacidade de relacionamento com os vizinhos e os sentimentos de pertença a um lugar (Santana, et al., 2010).

2.3.2 Tipos de espaços verdes

A tomada de consciência das mais-valias que os espaços verdes agregam ao ambiente urbano aumentaram a preocupação de integrar o seu planeamento e desenvolvimento nos planos municipais de ordenamento do território.

Atualmente os espaços verdes assumem diversas formas, dimensões, características e funções no espaço urbano. Destacam-se entre os espaços verdes urbanos os:

i) jardins públicos, correspondem a um equipamento social destinado ao recreio e lazer. São um espaço de reunião local, em que o papel social que desempenha é o mais relevante;

ii) parques urbanos, são caracterizados por apresentarem uma área de 10 a 20 ha, podendo servir bairros ou cidades. Possui funções variadas dentro do espaço urbano, desde repouso e realização de atividades culturais e desportivas, até um importante papel ecológico, desempenhando atividades de regulação do microclima, por exemplo;

iii) áreas de enquadramento de vias e edifícios, são espaços de pequenas dimensões que constituem a malha verde urbana, procurando trazer a paisagem natural à cidade de um modo contínuo e articulado. Sua função é basicamente estética, se comportando como um ponto de quebra do meio urbano constituído por materiais inertes. (Pereira, 2011)

2.4 Sistemas de Informação Geográfica

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) integram *hardware*, *software*, dados e capital humano (ESRI, 2013).

Com os SIG é possível ver, capturar, gerir, manipular, analisar, modelar e visualizar informação referenciada no espaço (Abrantes, 1998). Atualmente existem mais de uma dezena de *software* aplicados aos SIG e que permitem realizar estas funções. Dentre eles destacam-se, ArcGIS, de licença paga, QGIS e Grass, de acesso livre.

Uma vez que os SIG podem ser utilizados para resolver problemas de planeamento e gestão que envolvam operações espaciais, têm sido aplicados nos mais diversos setores, desde corporações, como ferramenta de tomada de decisão, até universidades, como recurso de investigação.

São muitos os exemplos em bibliografia da utilização do SIG em contributo para o desenvolvimento das fontes de energia renovável. Como exemplo, pode-se mencionar, o suporte prestado para a determinação do melhor local para a instalação de um parque eólico ou painel solar (Verso, et al., 2015; Szurek, et al., 2014), com fatores espaciais preponderantes como, a intensidade do vento num determinado ponto ou a radiação solar recebida numa superfície, e por isso recorre-se aos SIG.

2.4.1 Aplicação na Estimativa de Biomassa produzida

A biomassa é um recurso que frequentemente está disperso pelo território. Faz sentido, por isso, quando se pretende investir no seu aproveitamento para a produção de biometano, através da digestão anaeróbia, que exista uma avaliação sobre a proximidade da fonte produtora do substrato até a central de DA.

Para a realização deste estudo são levados em consideração fatores como, a distância de transporte do recurso do local de produção até ao local de valorização, a condição das estradas, o meio de transporte utilizado, entre outros.

Normalmente, no que diz respeito ao transporte da matéria-prima, é imposto o limite de viabilidade económica de 10 km, para dejetos líquidos, à 40 km, para outros tipos de substratos, como os resíduos de agricultura (Sliz-Szkliniarz, et al., 2011).

Torna-se mais fácil avaliar a biomassa disponível para uma determinada central de DA já existente, ou construí-la, quando a matéria-prima pretendida é produzida num local fixo, como por exemplo, uma estação de tratamento de águas residuais, ou através de uma cultura energética, em que se conhece, em média, o caudal tratado ou a produção por hectare da planta.

Quando se pretende avaliar a disponibilidade de um recurso disperso, ainda não valorizado, e que não se sabe a produção esperada, é necessária uma análise mais complexa.

Com as recentes limitações impostas à utilização das culturas energéticas, e, ao mesmo tempo, a obrigação de incorporar 10% de fontes renováveis no setor dos transportes até 2020, existem, ao longo de toda a Europa, linhas de investigação à procura de fontes alternativas de biomassa.

Refere-se, com maior destaque, as investigações realizadas para estimar a produção de biomassa através de resíduos verdes como, as relvas (Sliz-Szkliniarz, et al., 2011; Meyer, et al., 2014; Pick, et al., 2012).

Nestes estudos, em geral, são referidos 3 objetivos fundamentais:

i) Determinação das áreas com produção de biomassa viáveis: nesta etapa são excluídas todas as potenciais áreas úteis que estejam protegidas por legislação ou regime especial, como é o caso de áreas de proteção, leitos freáticos e áreas abrangidas pelo NATURA 2000. Pode-se, ainda, excluir outras áreas que por algum motivo não se deseje considerar.

Dependendo dos dados de partida para esta avaliação, pode ser a fase mais exigente e que envolve maior trabalho no *software* SIG utilizado (i.e. ArcGIS da ESRI®).

ii) Determinação da biomassa produzida: a partir de valores de referência, ou calculados na prática, de produção de biomassa por área.

iii) Estimativa da biomassa disponível para a utilização: com base nas áreas determinadas como “viáveis”, pode ser considerado um potencial teórico, em que toda a biomassa produzida é utilizada; técnico, tendo como base os meios mecânicos disponíveis, a sua eficiência e limitações de acesso, ou ainda, económico, de acordo com a biomassa atualmente já recolhida, ou com viabilidade para recolha e transporte.

3. Caso de estudo

Com o intuito de determinar a cadeia de valorização dos resíduos verdes desde a sua produção, armazenamento, transporte até ao destino final, procurou-se estabelecer uma área de estudo que fosse representativa dos Resíduos Verdes produzidos em Portugal e em que fosse possível estudar a sua gestão.

Com base nestes objectivos, através da análise realizada aos dados presentes no RARU 2012 foi selecionado o Sistema de recolha e Tratamento de Resíduos gerido pela Tratolixo, visto verificar-se que apresentava a maior parcela de entrada de RV (6% do volume total RUB recolhidos seletivamente no sistema abrangido pela empresa) dentre todos os 23 sistemas multimunicipais de tratamento e gestão dos resíduos existentes em Portugal.

A Tratolixo é responsável pelo recebimento, tratamento e destino final dos Resíduos Urbanos, recolhidos seletivamente ou não, da Associação de Municípios de Cascais, Mafra, Oeiras e Sintra (AMTRES).

Com o objetivo de identificar e estudar a cadeia de Gestão dos Resíduos Verdes foram selecionados os Concelhos de Cascais e Oeiras, por terem contribuído em 2013 com as percentagens mais significativas de RUB para o sistema da Tratolixo, Cascais com 68% e Oeiras com 21%. (TRATOLIXO, 2014)

Para comparar a abordagem realizada pelo sistema de tratamento de resíduos da tratolixo, foram também coletados os dados referentes à Valorsul, entidade igualmente responsável pelo recebimento, tratamento e destino final dos resíduos urbanos de 19 municípios da Grande Lisboa e região do Oeste (Alcobaça, Alenquer, Amadora, Arruda dos Vinhos, Azambuja, Bombarral, Cadaval, Caldas da Rainha, Lisboa, Loures, Lourinhã, Nazaré, Óbidos, Odivelas, Peniche, Rio Maior, Sobral de Monte Agraço, Torres Vedras e Vila Franca de Xira). (VALORSUL, 2015)

O trabalho de recolha de dados a cerca de cada um dos intervenientes selecionados iniciou com uma pesquisa bibliográfica nas respetivas páginas online das entidades e dos municípios envolvidos. Apesar de ter sido levantada muita informação útil sobre a recolha e tratamento dos resíduos urbanos em geral, foi possível perceber, deste o primeiro momento, que para determinar o ponto de situação seria necessário falar diretamente com todos os intervenientes na cadeia de valorização dos RV, a partir dos produtores, passando pelas câmaras municipais e às empresas de tratamento e valorização.

Ao longo deste trabalho foram realizadas 2 visitas técnicas a centros de tratamento de resíduos e 5 entrevistas presenciais. No Anexo 1 é possível verificar a data de cada uma das visitas e entrevistas, bem como o papel do entrevistado dentro da cadeia de gestão dos resíduos verdes.

- As visitas e entrevistas permitiriam determinar o papel desempenhado pelos municípios e pelas empresas de tratamento, faltando apenas caracterizar a produção de RV. Com esse objetivo desenvolveu-se um inquérito destinado às empresas de manutenção de espaços verdes. O modelo de inquérito enviado as empresas, encontra-se no Anexo 2.

3.1 Caracterização socio-económica e espaços verdes nos concelhos de Cascais e Oeiras

Cascais e Oeiras são concelhos vizinhos situados a ocidente do Estuário do Tejo na região da Grande Lisboa (Figura 12). O território ocupado por Cascais é limitado a Norte pelo Concelho de Sintra, a Sul e a Ocidente pelo Oceano e a Oriente pelo Concelho de Oeiras. O Concelho de Oeiras, por sua vez, faz limite a norte também com Sintra e com os Concelhos de Lisboa e Amadora, no sentido nascente.



Figura 12: Concelhos pertencentes a Região da Grande Lisboa (CONSULTAE, 2015)

3.1.1 Concelho de Cascais

O Concelho de Cascais possui uma área de 97,1 km² dividida em 6 freguesias (Alcabideche, Carcavelos, Cascais, Estoril, Parede e São Domingos de Rana). Com 206.479 habitantes registados no último censo. Relativamente ao nível de escolaridade entre 2001 e 2011, houve uma diminuição da população sem qualquer nível de instrução, que passou de 9,9% para 5,6%. Em contrapartida, o número de indivíduos que completou algum grau de escolaridade aumentou, 25% da população do concelho possuía o ensino superior em 2011. Seguindo a tendência de envelhecimento da população verificada nacionalmente, a população ativa⁶ no concelho registada no último censo era aproximadamente de 102 mil habitantes, com um índice de renovação⁷ de 88,7% (PORDATA, 2015) e se concentrava no setor de atividade terciário (86%).

Cascais tem inúmeros espaços verdes de referência, que se destacam pelo seu valor ambiental, social, histórico e cultural (CMC, 2015). Estes espaços estão bem distribuídos pelo concelho, como pode-se observar na Figura 13. Numa razão de aproximadamente 17 espaços verdes para cada mil habitantes. (CMC, 2011)

⁶ População ativa: Conjunto de indivíduos com idade mínima de 15 anos que, no período de referência, constituíam a mão-de-obra disponível para a produção de bens e serviços que entram no circuito económico (empregados e desempregados). (PORDATA, 2015)

⁷ Índice de renovação da população em idade ativa: número de indivíduos em idade ativa (20 aos 29 anos) para cada 100 indivíduos dos 55 aos 64 anos. O valor deste índice verificado a nível nacional é de 94,3%. (PORDATA, 2015)

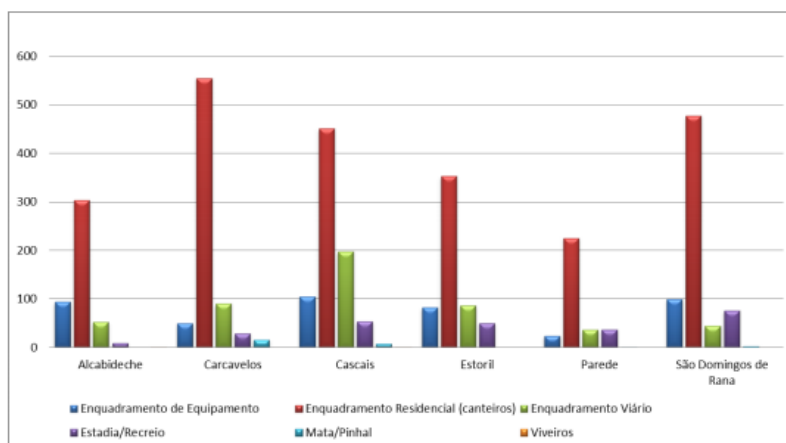


Figura 13: Tipo e número de espaços verdes existentes por freguesia no Concelho de Cascais (CMC, 2011)

Os serviços de manutenção, requalificação e construção destes espaços públicos verdes urbanos são geridos pela Cascais Ambiente, marca dos serviços prestados pela EMAC (Empresa Municipal de Ambiente de Cascais).

Para além do serviço de gestão dos espaços verdes, a Cascais Ambiente é também responsável pela limpeza urbana, recolha de resíduos e gestão dos recursos naturais e da orla costeira. (Cascais Ambiente, 2015)

3.1.2 Concelho de Oeiras

O Concelho de Oeiras, por sua vez, tem uma área aproximada de 46 km² distribuída por 5 freguesias (União das Freguesias de Algés, Linda-a-Velha e Cruz Quebrada/Dafundo, União das Freguesias de Carnaxide e Queijas, União das Freguesias de Oeiras e S. Julião da Barra, Paço de Arcos e Caxias e Barcarena e Porto Salvo) que constituíam em 2011 um total populacional de 172.120 habitantes. (CMO, 2013). Quanto as habilitações escolares, a percentagem da população com ensino superior também aumentou, atingindo 31%, enquanto a população sem qualquer tipo de estudo decresceu de 8% para 5% em 10 anos (2001 à 2011). A população ativa é de 86 mil habitantes e o índice de renovação desta de 78,6%. Com maior destaque para a ocupação no setor terciário, como acontece em Cascais. (PORDATA, 2015)

O Concelho de Oeiras também possui inúmeras áreas verdes urbanas. Estes espaços são geridos pela Divisão de Espaços Verdes (DEV), que tem por missão contribuir para a qualidade ambiental, através da promoção e manutenção dos espaços verdes.

A Câmara Municipal de Oeiras (CMO) tem apostado no regime de *outsourcing* dos espaços verdes, ou seja, em uma gestão dos espaços ajardinados efetuada através da prestação de serviços de manutenção por parte de empresas da especialidade, sendo desta forma possível libertar o pessoal operário da CMO para a construção de novos jardins e para a manutenção de áreas especiais (parques municipais, escolas, novos ajardinamentos em transição para as empresas, produzidos pela CMO ou recebidos de urbanizações). (CMO, 2015).

No que se refere aos resíduos da limpeza das ruas ou das áreas verdes de sequeiro, que também incorporam os RV, podem ser geridos pelo DEV ou pela Divisão de Higiene Urbana (DHU), uma vez que esta última tem por missão assegurar as condições de salubridade dos espaços públicos,

proporcionando uma adequada qualidade ambiental urbana, nomeadamente, através da limpeza dos espaços, recolha e transporte para destino adequado dos resíduos urbanos. (Rodrigues, 2015; CMO, 2015)

Diferentemente do que ocorre em Cascais, em que a EMAC, através da Cascais Ambiente, é responsável pela gestão de todos os tipos de espaços públicos verdes urbanos e limpeza das ruas.

3.2 Sistemas de Tratamento de Resíduos

3.2.1 Tratolixo

A Tratolixo, como já referido anteriormente, é uma empresa de tratamento de resíduos intermunicipal, de capitais públicos, detida pela AMTRES e responsável pelo RSU de aproximadamente 841 mil habitantes, com 387 mil toneladas de resíduos tratados por ano.

O sistema de tratamento gerido pela Tratolixo é composto por 1 ecocentro (Ericeira) e 2 ecoparques (Trajouce e Abrunheira), que empregam ao total 256 funcionários. (TRATOLIXO, 2015)

O ecocentro da Ericeira é uma das infraestruturas da Tratolixo em que é permitido que os municípios realizem a deposição seletiva de diversas tipologias de resíduos valorizáveis que, pelas suas características ou dimensões, não podem ser depositados nos ecopontos. São admissíveis neste ecocentro, por exemplo, baterias de automóvel; lâmpadas fluorescentes; sucatas; mobílias e outros monstros; óleos alimentares e minerais; pneus; resíduos de jardins e parques; entre outros.

No ecoparque de Trajouce fica localizada a Central de Valorização Energética do Biogás do Aterro Sanitário de Trajouce (CVEBAT), responsável pela captação e drenagem do aterro sanitário que funcionou por 6 anos neste local, de 1997 à 2003. O biogás captado é aproveitado através de um motor-gerador para produção de energia elétrica. No ano de 2014 foram produzidos 138,8 MWh (TRATOLIXO, 2015).

Este ecoparque contempla ainda um ecocentro e a Central Industrial de Tratamento de Resíduos Sólidos (CITRS), unidade de tratamento mecânico que associada a triagem manual dos resíduos e aos crivos de 120 mm e 80 mm permitem separar os materiais do RSU recolhido indiferenciadamente.

O RSU recolhido em Cascais, Oeiras e Sintra é encaminhado para o ecoparque de Trajouce onde passa pela CITRS. Somente a matéria que passa pelo crivo de 80 mm é considerada orgânica e encaminhada para o ecoparque de Abrunheira. O RSU recolhido em Mafra é transferido sem pré-seleção diretamente para o ecoparque Abrunheira.

O ecoparque Abrunheira é constituído por uma Central de Digestão Anaeróbia (CDA), um Ecocentro, uma Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais (ETARI) e Células de Confinamento Técnico (CCT). A ETARI e a CCT tem a função de tratar os resíduos gerados durante o processo de tratamento do RSU no ecoparque. O ecocentro desempenha as mesmas funções de recebimento direto de resíduos que o ecocentro de Ericeira.

A CDA da Abrunheira, por sua vez, é uma unidade de tratamento de RUB que recorre ao processo de digestão anaeróbia. Esta unidade tem a maior capacidade do país de tratamento biológico por digestão anaeróbia (75 mil toneladas por ano), possuindo 3 digestores que funcionam em contínuo através do sistema Valorga. Em 2014 foram produzidos 21 GWh e 6 toneladas de composto, comercializado através da marca CAMPOVERDE PREMIUM. (TRATOLIXO, 2015)

A tarifa aplicada pela Tratolixo aos municípios e particulares por cada tonelada de RSU entregue é de 58,80 euros.

3.2.2 Valorsul

A Valorsul é responsável pelo tratamento dos resíduos sólidos de aproximadamente 1 milhão e duzentos mil habitantes, contando com 364 funcionários distribuídos pelas 22 diferentes unidades do sistema: Centro de Triagem (2); Estação de Tratamento e Valorização Orgânica (ETVO - 2); Central de Valorização Energética; Instalação de Tratamento de Escórias; Aterro Sanitário (2); Estação de transferência (6) e ecocentro (8).

Deste conjunto destaca-se a ETVO, aonde os resíduos orgânicos recolhidos seletivamente passam pelo processo de Digestão Anaeróbia. O sistema de DA tem capacidade para tratar anualmente até 60 mil toneladas de RUB, produzindo biogás que é aproveitado para a produção de energia elétrica (8 à 12 GWh/ano) e composto (RICATERRA).

Na Central de Valorização Energética, por sua vez, são incinerados diariamente 2 mil toneladas de resíduos indiferenciados, com uma produção de energia elétrica bruta de 587 kWh por tonelada de RSU. Quanto aos aterros sanitários, possuem captação de biogás, utilizado para queima ou valorização energética.

O capital da empresa está dividido entre 7 acionistas: Empresa Geral de Fomento (EGF); Associação AMO MAIS e as Câmaras Municipais de Lisboa, Loures, Amadora, Vila Franca de Xira e Odivelas. (VALORSUL, 2015)

A tarifa de tratamento aplicada pela Valorsul por tonelada de RSU recebido é de aproximadamente 20 euros. Diferentemente do que ocorre na Tratolixo, os RUB que são entregues seletivamente à ETVO podem ou não ser taxados, de acordo com o grau de contaminação (resíduo não orgânico) e as quantidades depositadas anualmente (Valorsul, 2015):

- i) Entrega de RUB com contaminação <5% e quantidade > 500 t/ano = tarifa nula;
- ii) Entrega de RUB com contaminação <5% e quantidade ≤ 500 t/ano = aplicação da tarifa de 9,72€/t;
- iii) Entrega de RUB com contaminação entre 5% e 11% = aplicação da tarifa de 19,44€/t;

3.3 Cadeia de Valorização

Inclui diferentes etapas, desde a produção ao destino final dos RV. Desta forma é necessário analisar a atividade que origina o resíduo, o seu armazenamento, transporte e destino final.

3.3.1 Gestão dos Resíduos Verdes

A definição de “Gestão de Resíduo” compreende as atividades de recolha, transporte, armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação, bem como as operações de descontaminação de solos incluindo a supervisão dessas operações e o acompanhamento dos locais de eliminação após encerramento (Diretiva nº 2006/10/CE; Decreto-Lei nº 178/2006). (Ferrão, et al., 2011)

Os resíduos urbanos, no qual se incluem os RV, têm a sua gestão atribuída aos municípios, cabendo a esses estabelecer circuitos de recolha e encaminhamento dos mesmos para um destino final adequado ou unidade de tratamento licenciada.

O princípio do poluidor pagador, no que toca a produção de resíduos verdes, é aplicado de forma diferente nos municípios de norte a sul de Portugal. De forma geral são recolhidos ou aceitos sem custos de 1m³ à 3m³ de RV.

No que toca a Área Metropolitana de Lisboa (AML), nos Concelhos abrangidos pela designação de Margem Sul do Tejo (Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal) é comum haver pontos de recolha, aonde os interessados podem depositar os seus resíduos de relva.

Nos restantes Concelhos da AML (Amadora, Cascais, Lisboa, Loures, Mafra, Odivelas, Sintra, Vila Franca de Xira, Almada e Oeiras) o habitual é que os interessados entrem em contato com as respetivas câmaras municipais, através do número verde disponibilizado para tal. A utilização de números verdes para requisição da recolha dos resíduos verdes é uma prática comum nacionalmente, estando os contatos disponíveis nos endereços online dos municípios.

3.3.2 Produção

A produção dos RV classificados através do código LER 20 02 01 está ligada às operações de manutenção dos espaços verdes. O processo de manutenção de um espaço verde envolve a manipulação do meio ambiente (fertilização, corte ou poda e rega) de forma a mantê-lo adequado ao melhor desenvolvimento das diversas espécies presentes (árvores, flores e relva). De todas estas operações, o corte ou poda é o mais oneroso.

Estas 3 operações básicas devem ser programadas, de preferência, como um todo, de forma a ligá-las e tornar o processo de manutenção, mais eficiente.

Os espaços verdes atualmente têm na constituição do seu solo um coberto vegetal relvado. Para além da rega destes espaços o trabalho de manutenção do relvado concentra a maior atenção. Em Portugal é habitual, principalmente nos grandes espaços relvados com rega, se proceder ao corte uma vez ou duas vezes ao mês, conforme se trate de período de outono/inverno ou primavera/verão, respetivamente. Em média anualmente são realizados de 18 a 24 operações de corte de relva.

No que refere às áreas de enquadramento urbano, normalmente caracterizadas por serem áreas de sequeiro, ou seja, não regadas, o corte é feito 1 ou 2 vezes por ano.

O contato realizado com as câmaras permitiu verificar a existência de 2 grupos de produtores de resíduos verdes. O grupo dos “pequenos produtores”, caracterizado pela produção de um volume mensal inferior ao intervalo de 1m³ à 3m³, adiante identificados por **Particulares**, e os “grandes produtores”, ou seja, os que excedem este volume mensalmente, adiante identificados por produtores **Públicos** ou **Privados**.

i) **Particulares:** Neste grupo incluem-se todos os resíduos de relva produzidos por um agente particular em sua propriedade privada, tal como uma residência, uma casa de campo ou uma fazenda.

Sabe-se que o controle sobre os resíduos de relva produzidos por este grupo é muito vago. Na realidade, não há informação exata sobre as quantidades produzidas. Este fato se deve, essencialmente, a serem contabilizados no total de RSU ou RV entregues pelas câmaras às empresas de tratamento de resíduos, uma vez que são incorporados nos contentores de RSU indiferenciado ou entregues seletivamente às entidades municipais.

ii) **Público:** Neste grupo incluem-se todos os produtores de resíduos verdes públicos. Ou seja, todas as Câmaras Municipais, Juntas de Freguesia, e demais instituições públicas que tenham sobre sua responsabilidade espaços verdes; cabendo a si a obrigação de garantir a sua manutenção e conservação, seja através da contratação de empresas terceirizadas (*outsourcing*) seja através da disponibilização de equipas próprias para tal tarefa.

No caso da contratação de empresas de *outsourcing* é necessário ter em consideração que esta prática pode eventualmente contribuir para perda do rastro do resíduo. Isto porque grande parte destas empresas depositam os resíduos verdes em diversos contentores de lixo indiferenciado localizados na via pública,

ou então, deixam-no no próprio local, através da prática do *mulching*⁸, como forma de fertilização natural.

A deposição dos resíduos em contentores indiferenciados implica uma perda na contabilização dos RV por parte das empresas de tratamento/valorização de resíduos, pois estas apenas consideram como resíduos verdes aqueles que chegam através da recolha seletiva. Um estudo de caracterização aos resíduos indiferenciados, realizado em 2013 pela Tratolixo, permitiu verificar que em média 9% destes correspondem a resíduos de jardins.

No caso da utilização de equipas próprias para a realização das atividades de manutenção a entrada dos RV no sistema de gestão é garantida, uma vez que serão entregues pela entidade responsável, por exemplo, o município, as empresas que efetuam o tratamento, sendo assim imputados na quantidade de resíduos verdes provenientes daquele destino.

No que toca o setor público existem ainda os resíduos verdes recolhidos como parte do trabalho de limpeza urbana de ruas (LER 20 03 03), que possuem em sua composição para além de varreduras, terras e entulhos os RV, como por exemplo, folhas das árvores caducas no outono ou mesmo os resíduos de operação de manutenção de espaços verdes públicos.

Devido ao aumento do cuidado com a recolha dos RV provenientes das operações de manutenção, tem diminuído a presença destes nas entregas de resíduos de limpeza realizadas pelos municípios às empresas de tratamento de resíduos.

Numa campanha de caracterização do RSU efetuada pela Tratolixo em 2009 aos produtores da AMTRES verificou-se que os resíduos de limpeza urbana eram maioritariamente constituídos por resíduos de jardim, cerca de 84%. Em 2013 uma nova avaliação da constituição dos resíduos de limpeza permitiu verificar que aproximadamente 55% correspondia a resíduos verdes. (TRATOLIXO, 2011; TRATOLIXO, 2014).

iii) **Privados:** Este grupo é constituído por todas as empresas de manutenção de jardins e espaços verdes públicos ou privados. Podem-se também incluir as empresas gestoras das Estradas, Campos de Golfe e Aeroportos.

As quantidades de RV produzidas por esses não podem ser determinadas com total exatidão, devido a: i) depositarem os resíduos em contentores de resíduos indiferenciados na via pública; ii) depositarem os resíduos verdes no próprio local de corte, através da técnica de *mulching*; iii) não entregarem a totalidade dos resíduos às empresas de tratamento/valorização de RSU devido aos custos de transporte e taxa de portão que implicam.

Dados da ELCA (European Landscape Contractors Association) indicam que existam na Europa cerca de 74 mil empresas de manutenção de jardins, empregando 350 mil trabalhadores. Em Portugal não existe uma associação exclusiva para as empresas de construção e manutenção de espaços verdes, estando estas englobadas e associadas a ANEFA – Associação Nacional de Empresas Florestais, Agrícolas e do Ambiente. Esta situação é rara na Europa, onde todos os países, por norma, possuem uma associação exclusiva para as empresas do setor.

A ANEFA representa um universo de cerca de uma centena de micro, pequenas e médias empresas de serviços nos sectores florestal, agrícola e de outros espaços verdes, com um volume de negócios anual superior a 500 milhões de euros, e 9 mil postos de trabalho permanentes (ANEFA, 2014).

⁸ Trituração dos resíduos verdes recolhidos para deposição no próprio local de corte, ou outro, aplicado como fertilizante natural.

3.3.2.1 Quantidades

A produção de resíduos biodegradáveis sempre existiu, mas o despertar para a recolha seletiva destes surgiu em meados da segunda década do século XXI. A Análise realizada pela Tratolixo ao sistema AMTRES permitiu observar que em 2010 o concelho de Oeiras ainda não realizava a recolha seletiva dos RUB, em Sintra e Mafra a situação era muito semelhante, com recolhas insignificantes. Cascais nesta altura se destacava, contribuindo com aproximadamente 1,4 mil toneladas, no total de 1,8 mil toneladas recebidas pela Tratolixo.

A produção de RU bem como a produção de Resíduos Equiparáveis a Urbanos (REU), ou seja, os resíduos verdes e de limpeza, tem variado muito ao longo dos anos (Figura 14), acompanhando períodos de crise económica e decréscimo no consumo, e a implementação de novas políticas de recolha, transporte e armazenamento.

Entre 2013 e 2014 houve uma variação negativa no recebimento de RU por parte da Tratolixo de -3,3%, e de aproximadamente -34% e -10%, respetivamente ligadas aos resíduos de limpeza urbana e verdes. Este decréscimo foi influenciado pela redução das entregas de RV por parte dos particulares e do município de Cascais, respetivamente -16% e -29%.

Cascais vinha nos últimos anos apresentando uma tendência de aumento das entregas. Esta diminuição se deveu essencialmente a uma nova política de trituração do material lenhocelulósico para produção de estilha, desviando este material do sistema de tratamento. A inversão no volume de entregas de Cascais apenas não se refletiu num decréscimo acentuado do volume de RV recebido no sistema AMTRES, porque os restantes municípios aumentaram as suas entregas, com a contribuição mais significativa apresentada por Oeiras, 41%.

Por sua vez, a diminuição da recolha de Resíduos de Limpeza está ligada a melhor separação dos RV, que antes eram incorporados nesta parcela.

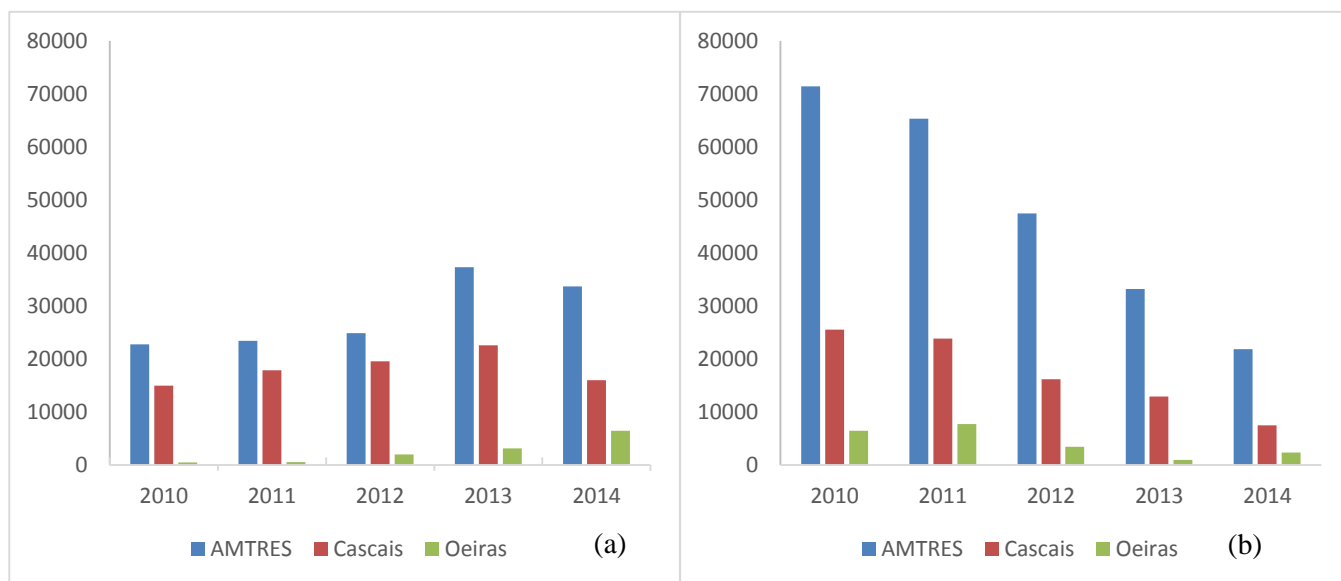


Figura 14: Evolução da entrega de Resíduos Verdes (a) e Resíduos de limpeza (b) no sistema AMTRES – Adaptado de (TRATOLIXO, 2015)

No Anexo 3 existem mais informações sobre as quantidades de RV por código LER declarados à APA através do Formulário do Mapa de Registo de Resíduos Urbanos (MRRU).

3.3.3 Armazenamento e Transporte

Qualquer que seja a origem dos RV, no caso de não ficarem depositados no local como fertilizante, são armazenados para o transporte em:

- i) pequenos (de 20 a 120 litros) a grandes sacos (com capacidade superior a 120 litros);
- ii) Contentores fechados, geralmente de mil litros. Estes contentores podem ser públicos ou privados;
- iii) armazenados a céu aberto e transportados sem proteção.

Se este resíduo for produzido por uma empresa de manutenção de espaços verdes, a partir do momento em que é acondicionado o seu destino varia. Pode ser depositado em um contentor de lixo, entrando no ciclo do RSU indiferenciado ou pode ser transportado até uma unidade de tratamento licenciada (informação recolhida através dos inquéritos).

Os RV provenientes de particulares são maioritariamente depositados nos contentores de RSU indiferenciado, ou porque a população não tem conhecimento dos serviços de recolha e números verdes municipais, ou porque acredita que o volume de resíduo produzido não justifica medidas como estas.

Os resíduos produzidos nos espaços públicos e tratados por servidores municipais recebem o encaminhamento seletivo.

A “fuga” dos grandes produtores privados de RV dos sistemas de tratamento está associada aos custos de transporte e de entrega, por vezes duros para pequenas empresas. Através dos inquéritos recebidos⁹ foi possível verificar um custo médio relativo ao transporte de 30 €/t. Quanto a taxa de entrega, como já referido anteriormente, a Tratolixo cobra aos produtores por tonelada de RSU ou RUB entregue o valor de €58,80 quer para os municípios quer para os privados. Já a Valorsul, dependendo do volume e da contaminação dos RUB, pode não cobrar pelo recebimento, por acreditar que desta forma está colaborando para a adequada gestão dos resíduos e até mesmo para a produção própria de biogás, eletricidade e composto.

Pensando em minimizar esta situação e aumentar a recolha de RV a Câmara de Cascais disponibiliza contentores para as empresas de manutenção de espaços verdes fazendo a sua recolha e transportando os resíduos até a uma unidade de trituração, localizada na sede da EMAC.

Os RV que chegam até aos municípios de Cascais e Oeiras recolhidos seletivamente são transferidos para unidades de diminuição de volume. Uma vez que cada município é responsável por transportar os resíduos até a Tratolixo, este procedimento representa uma redução de custos.

Em Oeiras, existem dois parques de transferência para os RV, conhecidos como Parque de Caixas de Vila Fria e Parque de Caixas de Queijas.

A implementação destes Parques teve como principal objetivo diminuir o tempo de deslocação e os custos de deposição dos RV na Tratolixo. Outra vantagem verificada com a utilização destes pontos intermédios de armazenamento é a realização de mais circuitos de recolha e a otimização do transporte dos resíduos, uma vez que, a recolha do RV nas freguesias é realizada com veículos ligeiros de mercadorias, que descarregam em um dos Parques de Caixas. Nestes os resíduos de maiores dimensões

⁹ Foram enviados inquéritos para mais de 20 empresas de manutenção de espaços verdes atuantes na AML. Destes, apenas 2 foram respondidos. Quando contactadas por telefone para verificar a disponibilidade de responderem a este estudo, muitas prometeram enviar as resposta. Esta situação pode ser justificada essencialmente por dois fatores. A falta de controlo e organização das informações das operações realizadas, no que se refere as pequenas empresas principalmente, e ao receio de indicar o destino real aplicado aos resíduos, como por exemplo a deposição nos contentores de RSU públicos, uma vez que esta prática vai contra as responsabilidades de correto encaminhamento para o destino final a que estão sujeitas.

(ramagens, troncos, folhas de palmeiras), assim como ocorre em Cascais, são reduzidos ou destroçados produzindo-se estilha de qualidade para a incorporação nos espaços verdes municipais.

Os resíduos de menor dimensão (relva e folhagens) são acondicionados em caixas de *ampliroll* com capacidade para aproximadamente 3,6 toneladas de verdes e encaminhados em viaturas pesadas diretamente para a Tratolixo. No ano de 2013, com a redução dos RV e a produção de estilha a Câmara de Oeiras poupou cerca de 64 mil euros em taxas de entrega a Tratolixo.

No que se refere a Cascais os RV (lenhocelulósicos) transportados até a EMAC, são também triturados para redução de volume. Em 2013 observou-se uma média de produção diária de RV de 60 toneladas, correspondentes à 22,5 mil toneladas anuais que representaram para a Câmara uma despesa de transporte até a Tratolixo no valor de 1,2 milhões de euros, com um valor médio de €5,00 por tonelada.

3.3.4 Tratamento e Valorização

Segundo a APA o correto destino aplicado aos resíduos, baseando-se na forma de captação (indiferenciada ou seletiva) é:

Tabela 3: Destino aplicado aos resíduos de acordo com a forma de recolha.

Recolha	Aterro (com ou sem captação de biogás).
	Valorização Orgânica (através de tratamento mecânico e biológico ¹⁰ ou digestão anaeróbia).
Indiferenciada	
Recolha Seletiva	Centro de valorização orgânica (através de tratamento mecânico e biológico ou digestão anaeróbia).

Através das visitas técnicas realizadas ao ecoparque de Abrunheira e a ETVO, foi possível verificar o tratamento que vem sendo aplicado aos RV nas unidades de cada um dos sistemas estudados (Tratolixo e Valorsul). Desde logo existe uma diferença entre os RV entregues seletivamente e indiferenciadamente.

Os resíduos indiferenciados precisam sempre passar por um processo de triagem mecânica e manual (Figura 15), para que os seus diversos componentes sejam separados. Segundo o levantamento realizado pela (TRATOLIXO, 2014) o RU indiferenciado é essencialmente composto por: plástico 9,55%; metal 1,57%; papel/cartão 10,24%; vidro 1,86% e orgânicos 51,06%).

¹⁰ O tratamento mecânico e biológico é o método de tratamento que combina processos de tratamento mecânico com tratamento biológico. O tratamento mecânico é efetuado pelas crivagens automáticas e aberturas de sacos. Este tratamento remove elementos recicláveis de uma variedade de resíduos (como metais, plásticos, vidros e papel). O tratamento biológico consiste na decomposição de matéria orgânica, transformando-a em composto. O tratamento biológico tem início na entrada dos resíduos no biorreator e termina após a afinação secundária

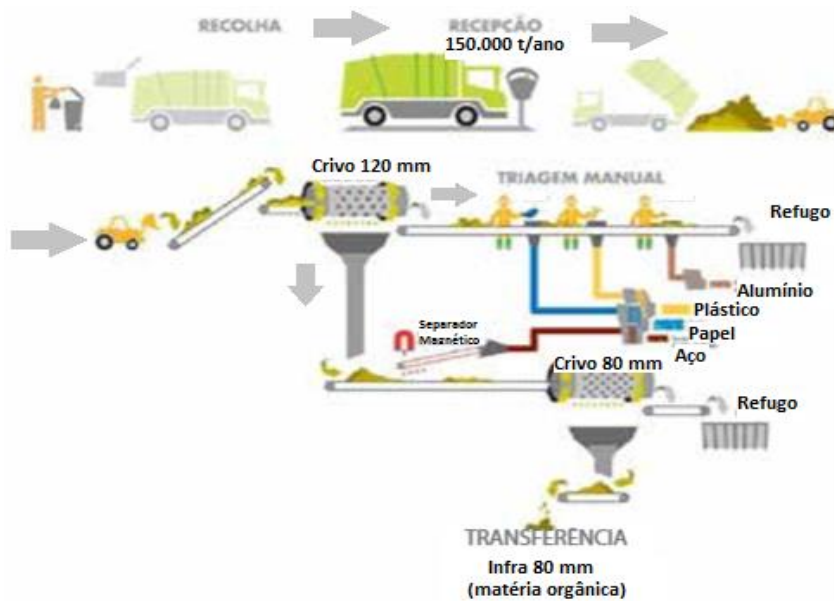


Figura 15: Esquema de separação do RSU indiferenciado. Adaptado de (TRATOLIXO, 2015)

Os resíduos orgânicos obtidos deste processo de separação, no que se refere a Tratolixo, são encaminhados para a Central de Digestão Anaeróbia, passando pelo processo de digestão juntamente com os demais resíduos orgânicos recebidos seletivamente.

Relativamente às implicações técnicas da co-digestão dos RV com os demais resíduos orgânicos, pode-se observar uma necessidade de redução da carga orgânica nos digestores durante os meses de outono, quando a quantidade de RV recolhido cresce, aumentando a possibilidade de ocorrência de colmatagem dentro dos digestores.

Na visita técnica realizada a ETVO foi possível verificar junto da Valorsul o tratamento que tem sido aplicado aos resíduos verdes. Os que são recolhidos indiferenciadamente, após triados são encaminhados juntamente com o restante material orgânico para a unidade de valorização energética (incineração) ou aterro sanitário. Já os resíduos verdes recolhidos seletivamente até 2011 eram encaminhados para os aterros sanitários do sistema. A partir de 2012 a Valorsul passou a incorporar a título experimental os RV entregues na unidade de compostagem da ETVO. No momento não há resíduos verdes encaminhados para a digestão anaeróbia, e nem previsão para que tal aconteça.

3.4 Recolha das amostras

Para a recolha das amostras de resíduos verdes e dos inóculos utilizados, realizaram-se deslocamentos de campo.

3.4.1 Amostragem dos Resíduos Verdes

A recolha de amostras de RV para a DA foi realizada no Concelho de Oeiras, devido a disponibilidade demonstrada para colaborar com este trabalho.

Visto que a rega é um dos fatores que mais influencia na qualidade da biomassa obtida, optou-se por testarem-se amostras de RV sujeito a rega (área de regadio), com operações de corte frenquetes

(periodicidade mínima quinzenal), e sem rega (área de sequeiro), com corte anual ou semestral, provenientes da atividade de manutenção dos espaços verdes urbanos do Concelho de Oeiras.

As amostras de espaços com rega foram recolhidas do Parque dos Poetas e do Parque das Perdizes, e as de sequeiro, no espaço de enquadramento urbano do Cabeço do Gato, entre junho e outubro.

Constituídas por relva de espécies não determinadas, as diferenças visíveis nas áreas amostrais eram a altura da relva e a cor. Quanto a altura, possuíam aproximadamente 14 cm e 80 cm, respetivamente para as áreas de regadio e sequeiro. Relativamente a cor, um verde intenso para a primeira e uma cor de palha, para a segunda.



Figura 16: Altura dos resíduos de relva recolhidos. Área de sequeiro (Cabeço do gato) e área de regadio (Parque dos Poetas), respetivamente à esquerda e à direita.

Antes do início de cada operação de manutenção (corte) dos espaços verdes pelos colaboradores da câmara, delimitava-se uma área (Figura 17). Toda a biomassa proveniente deste limite foi pesada, de forma a estimar a produção de biomassa (Anexo 4).

As amostras foram conservadas durante o período necessário para a realização dos ensaios de digestão anaeróbia em mesofílico e termofílico numa arca frigorífica à temperatura de -18°C .



Figura 17: Delimitação da área cortada no Cabeço do Gato (esquerda). Exemplo de área intervenção no Pq. dos Poetas (direita).

3.4.1 Amostragem do inóculo

Com o objetivo de analisar a melhor temperatura para a biodegradação dos resíduos verdes, optou-se por realizar ensaios de DA em regime mesofílico e termofílico.

Para minimizar o tempo de adaptação das diversas colónias de bactérias a cada temperatura foram utilizados inóculos com diferentes proveniências.

Para os ensaios em regime de temperatura mesofílico (35°C) foram coletadas amostras de lama do gestor anaeróbio da ETAR de Beirolos, que opera à mesma gama de temperatura.

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Beirolos (ETAR) é gerida pelo grupo Águas de Portugal e trata diariamente 54 mil m³ de águas residuais produzidas por 215 mil habitantes dos municípios de Loures e Lisboa (Águas de Portugal - ETAR de Beirolos, 2015).

No que se refere a lama utilizada durante os ensaios em regime termofílico (55°C), foi coletada nos digestores anaeróbios da Estação de Tratamento e Valorização Orgânica (ETVO) da Valorsul, localizada no concelho de Amadora.

A ETVO destina-se ao tratamento e reaproveitamento de matéria orgânica presente no RSU recolhido em restaurantes, cantinas, mercados, hotéis e outros centros produtores das zonas de Lisboa, Loures e Odivelas, com uma capacidade máxima de processamento que varia de 40 mil à 60 mil toneladas de RSU biodegradável por ano. (VALORSUL - ETVO, 2015)

Durante cada um dos processos de amostragem foram recolhidos 4 recipientes com volume aproximado de 5 litros cada, conservados por no máximo 5 dias numa estufa a temperatura de 35°C e 55°C, respetivamente para o inóculo proveniente da ETAR de Beirolos e da ETVO.

4. Materiais e Métodos

Com o objetivo de determinar a produção potencial de biogás através dos diferentes resíduos verdes, realizaram-se, no Laboratório de Biocombustíveis e Ambiente, ensaios de biodegradação anaeróbia.

O trabalho experimental concentrou-se nas seguintes etapas:

- i) Caracterização dos consórcios bacterianos (lamas);
- ii) Caracterização dos substratos (resíduos verdes);
- iii) Aplicação do pré-tratamento aos substratos;
- iv) Realização da digestão anaeróbia em descontínuo, em regime mesofílico e termofílico;
- v) Caracterização do biogás obtido.

Nas seções abaixo são apresentados todos os materiais, equipamentos e metodologias utilizados em cada uma das etapas.

4.1 Parâmetros de caracterização

4.1.1 Equipamentos

- Extrator Dionex ASE;
- Estufa Memmert;
- Moinho de facas IKA;
- Triturador Chott Maxi Ariete;
- Balança Mettler Toledo AB204-S;
- Balança Mettler PE 1600;
- Rotavapor Buchi R-200;
- Controlador de vácuo Büchi V-800;
- Banho Büchi B-490;
- Digestor Büchi Digestion Unit K-424;
- Digestor Bloc Digest, modelo 20;
- Unidade de destilação Büchi Destillation Unit K-350;
- Medidor de pH WTW, modelo 720;
- Placa de agitação MULTIMATIC, modelo 9N;
- Estufa Heraeus, modelo T5028;
- Mufla Heraeus;
- Incubadora Lab-Line Orbit Environ-Shaker, da Lab Line Instruments, INC.
- Analisador portátil de gases, Modelo LMS da Gas Data Ltd.

4.1.2 Reagentes

Os reagentes utilizados nos procedimentos de caracterização dos resíduos verdes e dos consórcios bacterianos, mesófilos e termófilos, encontram-se descritos na Tabela 4.

Tabela 4: Reagentes utilizados na análise do substrato e do inóculo.

Reagente	Grau de Pureza (%)	Marca
H ₂ SO ₄	96	Carlo Erba
AgSO ₄	99,5	Panreac
K ₂ Cr ₂ O ₇	99,5	Panreac
Fenantrolina	99,5	MERCK
FeSO ₄ .(NH ₄)SO ₄ .6	99	Riedel-de-Haën
FeSO ₄ .7H ₂ O	99	Riedel-de-Haën
K ₂ SO ₄	99	Panreac
HgO	99	MERCK
NaOH	98	Absolve
Na ₂ S ₂ O ₃ .5H ₂ O	99,5	MERCK
EtOH	99,8	Panreac
H ₃ BO ₃	99,8	MERCK
Na ₂ B ₄ O ₇ .10H ₂ O	99,5	Ricolel
Fenolftaleína	-	Panreac
Vermelho de metilo	-	Panreac
Azul de metileno	-	Panreac

4.1.3 Caracterização do inóculo

Os vários consórcios bacterianos utilizados como inóculo, neste trabalho, foram caracterizados antes (afluente) e após (efluente) os ensaios de DA, através dos parâmetros listados abaixo, de acordo com os métodos descritos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, et al., 1999).

4.1.3.1 Determinação do teor em Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

O teor em Sólidos Totais numa amostra corresponde à soma entre os sólidos presentes na fração volátil (orgânica) e na fração fixa (mineral) constituintes da sua matéria, e foi determinado através da secagem de uma quantidade conhecida de amostra numa estufa a 105 °C, até peso constante. A amostra, já isenta de humidade, foi arrefecida em um exsiccador e pesada.

Para determinar o teor em SV o resíduo proveniente da etapa anterior foi incinerado numa mufla durante 1 hora, a 550°C, e igualmente arrefecido em exsiccador e pesado.

$$ST (g/L) = \frac{M_3 - M_1}{V} \times 1000 \quad (3)$$

$$SV (g/L) = \frac{M_3 - M_4}{V} \times 1000 \quad (4)$$

$$ST (\%, m/m) = \frac{M_3 - M_1}{M_2} \times 100 \quad (5)$$

$$SV (\%, m/m) = \frac{M_3 - M_4}{M_2} \times 100 \quad (6)$$

Onde,

M₁ – massa do cadinho após ser tarado (g);

M₂ – massa da amostra (g);

M₃ – massa do cadinho mais massa da amostra à saída da estufa (g);

M₄ – massa do cadinho mais massa da amostra à saída da mufla (g);

V – volume de amostra introduzida no cadinho (mL).

4.1.3.2 Determinação do teor em Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Esta determinação tem por base o princípio de filtração em vácuo de uma quantidade conhecida de amostra. A determinação da massa retida no filtro, após eliminação da humidade em estufa, a 105°C, permite obter o teor em SST da amostra. Segue-se a incineração do resíduo retido no filtro em mufla, a 550°C, para determinar o teor em SSV.

O teor em Sólidos Suspensos em uma amostra corresponde ao seu conteúdo em partículas espessas, com dimensões superiores a 10 µm. A fração orgânica em suspensão, determinada pelo teor em SSV, abrange os flocos de bactérias ou biomassa, permitindo assim, realizar uma aproximação bruta da presença dos microorganismos (vivos e mortos) na amostra.

$$SST (g/l) = \frac{M_1 - T_1}{V} \times 1000 \quad (7)$$

$$SSV (g/l) = \frac{(M_1 - T_1) - (M_2 - T_2)}{V} \times 1000 \quad (8)$$

Onde,

T₁ – massa do cadinho mais massa do filtro após tara na estufa (g);

T₂ – massa do cadinho mais massa do filtro após tara na mufla (g);

M₁ – massa do conjunto cadinho e filtro mais massa da amostra após período na estufa (g);

M₂ – massa do conjunto cadinho e filtro mais massa amostra após saída da mufla (g);

V – volume de amostra filtrado (mL).

4.1.3.3 Determinação da Carência Química de Oxigénio (CQO)

A análise da CQO, numa amostra, possibilita determinar o seu teor em matéria orgânica, através de uma reação de oxidação por excesso de dicromato de potássio em meio ácido. O excesso de dicromato é determinado por titulação com uma solução de sulfato de ferro II e de amónio, de título conhecido.

$$CQO \text{ (mg/g)} = \frac{8 \times (V_0 - V_1) \times T}{M} \quad (9)$$

$$CQO \text{ (g/L)} = \frac{8000 \times (V_0 - V_1) \times T}{V} \times D \times 10^{-3} \quad (10)$$

Onde,

V_1 – Volume da solução de sulfato de ferro e amónio utilizada para a determinação (mL);

V_0 – Volume da solução de sulfato de ferro e de amónio utilizado para o ensaio em branco (mL);

M – Massa da amostra (g);

V – Volume de toma da amostra (mL);

T – Título da solução de ferro e amónio (N);

D – Diluição da amostra – normalmente para a determinação do CQO é necessário diluir a amostra, nestes casos, esta diluição deve ser considerada.

4.1.3.4 Determinação do Azoto Total

Analicamente, o azoto orgânico e o amoniacal podem ser determinados juntos e são referidos como “Azoto de Kjeldahl”.

A quantidade de azoto orgânico presente em uma amostra fornece indicação sobre o teor de proteínas, permitindo estimar a população microbiana no consórcio utilizado, assim como ocorre com o teor em SSV.

Para conversão de todo o azoto presente na amostra em ião amónio, recorre-se a uma digestão a quente com mistura catalisadora composta por sulfato de potássio, sulfato de mercúrio e ácido sulfúrico.

Segue-se a conversão do ião amónio em amoníaco através de destilação em meio alcalino (hidróxido de sódio e tiosulfato de sódio), em corrente de vapor, sendo o produto da destilação recolhido numa solução indicadora de ácido bórico.

Para determinação do amoníaco titula-se o destilado com ácido sulfúrico.

Por fim, utilizaram-se as seguintes equações para determinar o teor de azoto total nas amostras:

$$\text{Azoto Total (mg/g)} = \frac{(A - B) \times N \times 0,0140}{M} \times 10^{-1} \quad (11)$$

$$Azoto\ Total\ (mg/L) = \frac{(A - B) \times N \times 14 \times 1000}{V} \quad (12)$$

Onde,

A – Volume de titulante utilizado na titulação da amostra (mL);

B – Volume de titulante utilizado na titulação do branco (mL);

M – Peso da amostra utilizada (g);

V – Volume de amostra utilizado (mL);

N – Normalidade do titulante (H₂SO₄);

Os valores 0,0140 e 14 correspondem, ao peso miliequivalente do azoto em gramas e miligramas, respetivamente.

A normalidade da solução de ácido sulfúrico foi determinada através da equação abaixo:

$$N = \frac{M/53}{V} \quad (13)$$

Onde,

M – massa de NaCO₃ utilizada (g);

V – volume de titulante (H₂SO₄) utilizado na padronização (mL);

O valor 53 corresponde ao peso equivalente-grama de NaCO₃ (g);

4.1.3.5 Determinação do Azoto Amoniacal

O azoto amoniacal encontra-se presente no meio sob a forma de amoníaco (NH₃) e de ião amónio (NH₄⁺). Para a sua determinação as amostras foram tamponizadas a pH 9,5 com tampão borato, sendo os ajustes necessários de pH realizados com hidróxido de sódio 6N. Em seguida realizou-se a destilação, com o destilado recolhido em uma solução de ácido bórico.

Para o cálculo do azoto amoniacal foi utilizada a Equação 12, referida no ponto anterior (4.1.3.4 Determinação do Azoto total).

4.1.4 Caracterização do substrato

Os diferentes substratos utilizados neste trabalho foram caracterizados quimicamente também de acordo com o teor em Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (ST), Carência Química de Oxigénio (CQO) e Azoto total, através dos métodos referidos na seção anterior (4.1.3 Caracterização do inóculo).

Além dos parâmetros já mencionados, a composição do substrato foi ainda caracterizada mais detalhadamente com recurso a determinação do teor em celulose, hemicelulose, lenhina, proteína e compostos extrativos.

4.1.4.1 Determinação dos polissacáridos e grupos acetilo

O conteúdo em polissacáridos (glucano, xilano, arabinano), lenhina e grupos acetilo, nas amostras de resíduos verdes (fresco e sujeito a pré-tratamento físico e/ou enzimático) foi levado a cabo de acordo com o método descrito por Browning (Torrado, 2010).

Para a realização do procedimento prepararam-se tubos de ensaio com 0,5 g de amostra cada, aos quais foram adicionados 5 mL de ácido sulfúrico 72% (p/p). A mistura foi incubada a 30°C num banho termostaticado, durante 1h, com agitação ocasional com uma vareta de vidro (Torrado, 2010).

Após esta etapa o conteúdo de cada tubo de ensaio foi transferido para frascos *Schott* de 250 mL através do arrastamento com água desmineralizada até se obter uma concentração de ácido sulfúrico de 4% (p/p). Em seguida a mistura foi levada à autoclave durante 1 h, à 120°C.

Após arrefecimento a mistura foi filtrada em filtros de placa porosa *Schott*, de porosidade 3, previamente tarados, numa mufla a 575°C, durante 5h.

O hidrolisado foi analisado por cromatografia líquida num aparelho de HPLC Agilent série 1100 equipado com um injetor automático L7200, uma bomba L7100, um forno L7350, um detector de índice de refração L7490 e uma coluna Aminex HPX87H. As análises decorreram a 50°C e as amostras foram eluídas com uma solução de H₂SO₄ 5 mM, filtrado (filtros *Supock 200 Pall Life Sciences* – polietersulfona hidrofílica - com 47 mm de diâmetro e 0,2 µm de tamanho de poro), a um fluxo de 0,5 mL/min. Desta maneira, determinam-se as concentrações de glucose, xilose, arabinose e ácido acético, para calcular as percentagens dos respetivos polímeros e grupos acetilo.

Para a determinação da lenhina e da cinza, o resíduo sólido da filtração foi lavado com água e o cadinho com a mostra foi seco durante 16h à 100°C. O resíduo seco pode ser considerado a Lenhina de Klason (LK), após a correção da cinza (determinada por incineração da amostra em uma mufla 575°C durante 5h).

$$Gn = F \times \frac{100}{1005} \times \frac{162}{180} \times \frac{Glc \times P_{sol}}{A} \quad (14)$$

$$Xn = F \times \frac{100}{1005} \times \frac{132}{150} \times \frac{Xyl \times P_{sol}}{A} \quad (15)$$

$$Arn = F \times \frac{100}{1005} \times \frac{132}{150} \times \frac{Ara \times P_{sol}}{A} \quad (16)$$

$$GAc = F \times \frac{100}{1005} \times \frac{60}{61} \times \frac{Ac \times P_{sol}}{A} \quad (17)$$

$$LK = \frac{RIA - C}{A} \times 100 \quad (18)$$

Onde,

Gn, Xn, Arn, GAc, LK - são as percentagens de glucano, xilano, arabinano, grupos acetilo e Lenhina de Klason, respectivamente (g/100g sólido);

Psol e A correspondem as massas de solução e da amostra seca utilizada (g);

RIA e C são as massas do resíduo insolúvel em ácido e da cinza da amostra (g);

Glc, Xyl, Ara e Ac são as concentrações respectivas nos licores de glucose, xilose, arabinose e ácido acético (g/L);

F é o fator de correção dado pela expressão: $F = 1/(1-(Perdas/100))$. Uma vez que na hidrólise quantitativa uma pequena percentagem de açúcares é degradada, são introduzidos fatores de correção para corrigir estas perdas. De acordo com Browning, essas perdas são de:

Tabela 5 - Fator de correção para a determinação dos polímeros. Adaptado de (Torrado, 2010).

Açúcar	Perdas (%)	Fator de correção
Glucose	2,60	1,03
Xilose	8,80	1,10
Arabinose	4,70	1,05

4.1.4.2 Determinação dos compostos extrativos

Uma vez que a determinação do teor em celulose, hemicelulose e lenhina deixou uma parcela desconhecida da composição química dos resíduos verdes, optou-se por completar esta matriz através da determinação dos compostos extrativos nas amostras, com e sem pré-tratamento. Para tal seguiu-se o método LAP-010 sugerido pelo *NREL - National Renewable Energy Laboratory of US* (Sluiter, et al., 2008), que utiliza uma extração em duas etapas para remover os materiais solúveis em água e etanol.

Os materiais solúveis em água podem incluir material inorgânico originado na própria biomassa ou em material associado a ela, como por exemplo, terra ou fertilizantes; açúcares não estruturais, material nitrogenado; entre outros. Já os materiais solúveis em etanol incluem clorofila, ceras e outros componentes menores.

A extração dos compostos pode ser realizada por *Soxhlet* ou automaticamente. No laboratório estavam disponíveis ambas as formas. Por questões técnicas optou-se por utilizar o extrator automático, uma vez que, neste era possível realizar uma extração a cada hora e meia, enquanto utilizando o método manual (*Soxhlet*), seriam necessárias 16 horas.

A preparação da extração envolveu em um primeiro momento a tara das peras que iriam receber os extratos em uma estufa com ventilação forçada à 105 °C por 2h, deixando-se arrefecer em um exsiccador, aonde foram mantidas até receberem os extratos.

Uma vez que a disponibilidade de amostra de RV era limitada, e para facilitar a recuperação dos solventes, optou-se pela utilização de células ou cápsulas de extração de 5 mL, nas quais eram introduzidas 0,5 g de amostra de relva seca¹¹ previamente triturada.

Cada cápsula foi sujeita a um ciclo de extração com água destilada e etanol (99,9 %), respetivamente. Posteriormente os extratos foram filtrados em filtro de papel. Os filtros foram descartados e o resíduo

¹¹ As amostras frescas foram secas em estufa 105°C até peso constante, de forma a retirar-se a humidade.

líquido foi transferido para a pera, e recuperado no rotavapor. Para a recuperação dos solventes foi utilizado o banho à 40°C, com uma pressão de 75 mbar e 175 mbar, respetivamente para a recuperação da água e do etanol.

As peras foram em seguida levadas à estufa ventilada, por 3 horas a uma temperatura de 80°C para evitarem-se perdas. Após serem arrefecidas em exsiccador, foram pesadas. De forma a poder calcular os compostos extraídos com os diferentes solventes.

$$\% \text{ Extrativos} = \frac{M_{\text{pera+extrativos}} - M_{\text{pera}}}{M_{\text{amostra}}} \times 100 \quad (19)$$

Onde,

$M_{\text{pera+extrativos}}$ – Massa da pera somada a massa do extrato, após recuperação do solvente no rotavapor;

M_{pera} – massa da pera após ser tarada;

M_{amostra} – massa da amostra seca utilizada para a extra

ção.

4.2 Preparação dos resíduos verdes – Pré-tratamento

De forma a avaliar a influência que a quebra prévia do arranjo estrutural da biomassa lenhocelulósica estudada, resíduos verdes de sequeiro e regadio, representa para a evolução do processo de biodegradação anaeróbia e para o biogás produzido (volume e características químicas), optou-se por estudar o efeito de dois tipos de pré-tratamento.

Em todas as amostras digeridas foi aplicado o pré-tratamento físico mecânico, que consiste na diminuição das partículas de relva, sendo a sua eficácia amplamente referida em literatura (Montgomery, et al., 2014).

Algumas amostras receberam para além do pré-tratamento físico o pré-tratamento biológico enzimático, por se reconhecer que é uma técnica nova e referida também em bibliografia como promissora para a diminuição do tempo de retenção e incremento do teor de metano no biogás produzido (Montgomery, et al., 2014).

4.2.1 Pré-tratamento físico

Todas as amostras de relva (sequeiro e regadio) foram sujeitas a um pré-tratamento físico de redução do do tamanho da partícula para no máximo 20 mm.

As amostras, em alguns casos com até 80 cm de comprimento, foram cortadas com uma tesoura em pedaços menores de até 4 cm, em um primeiro momento, para serem passadas pelo triturador.

4.2.2 Pré-tratamento enzimático

Para a escolha das enzimas a serem utilizadas levou-se em consideração a estrutura da composição da biomassa que pretendia-se atingir.

Optou-se por utilizar as enzimas *Celluclast 1.5L* e *Novozyme 188* do laboratório *Novozymes*, que vem sendo amplamente avaliadas quanto ao benefício para a produção de bioetanol (Câmara, et al., 2012; Lin, et al., 2010) e apresentaram resultados positivos quando aplicadas como pré-tratamento antes do processo de DA (Romano, et al., 2009).

As enzimas utilizadas foram gentilmente cedidas pela Dra. Susana Marques da Unidade de Bioenergia F do LNEG. *Celluclast 1,5L* é uma celulase produzida pelo fungo *Trichoderma reesei*, enquanto a *Novozym 188* corresponde a uma β -glicosidase de *Aspergillus niger* (Câmara, et al., 2012).

A atividade de cada uma das enzimas não foi determinada especificamente para este estudo. Utilizou-se, por sua vez, uma equivalência fornecida pela Unidade de Bioenergia, com base nas práticas adotadas correntemente e baseadas em estudos prévios.

Segundo a mesma, o volume de enzima adequado por massa de material a ser sujeito à hidrólise é:

- i) *Celluclast 1.5L* – 0,5ml/g sólidos (base matéria seca) e
- ii) *Novozyme 188* – 0,1ml/g sólidos (base matéria seca);

Para a realização da hidrólise enzimática, foram preparados 4 frascos para cada um dos tipos de relva (regadio ou sequeiro) pré-tratadas fisicamente. Em cada um dos frascos foi colocada a massa aproximada de 4 g em base de matéria seca. De acordo com este valor, foram calculados os volumes aproximados de enzima necessários para cada amostra (Tabela 6).

Tabela 6: Volume de enzima utilizado para a hidrólise por tipo de relva

Tipo de relva	Massa de relva seca [g]	Volume de enzima de <i>Celluclast 1.5</i> [mL]	Volume de enzima de <i>Novozyme 188</i> [mL]
Regadio	4,0	2,0	0,5
Sequeiro	4,0	2,0	0,5

Visto que o conteúdo de cada um dos frascos utilizados para o pré-tratamento seria, posteriormente à hidrólise enzimática, transferido diretamente para o digestor, em cada um dos frascos foi adicionada a massa de relva calculada para o ensaio de digestão anaróbia (4.3.2 Montagem dos digestores e calibração do sistema), o volume adequado de cada uma das enzimas e 100 mL de solução tampão de citrato de sódio (0,1 M) pH 5,5 (o suficiente para cobrir a amostra).

É importante referir ainda que, houve a preparação de brancos com enzima, em tudo idêntica a referida anteriormente, exceto pelo fato de não ter recebido substrato.

Os frascos foram levados à incubadora a 50°C por um período de 64h com agitação de 150 rpm¹².

¹² Os parâmetros para a incubação (temperatura, período e agitação) seguiram o padrão para a hidrólise utilizando estes tipos de enzima (Câmara, et al., 2012).

Após a incubação, 3 de cada 4 frascos preparados tiveram o seu conteúdo vertido para um digestor, de forma a prosseguir com a montagem dos mesmos e o arranque do teste de biodegradação anaeróbio.

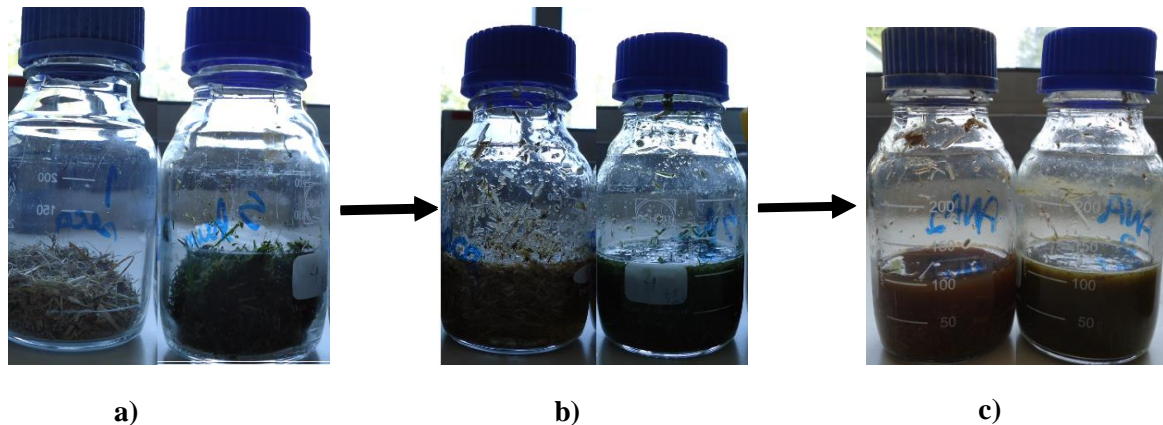


Figura 18: Evolução do pré-tratamento enzimático para resíduos de sequeiro (à esquerda de cada imagem) e regadio (à direita): a) resíduos verdes após pré-tratamento físico; b) resíduos verdes após adição das enzimas e solução tampão, antes do período de incubação; c) resíduos verdes com enzimas e solução tampão, após período de incubação.

4.3 Digestão anaeróbia

Foram digeridos em regime mesofílico e termofílico dois tipos de relva (sequeiro e regadio). Para cada um dos tipos de relva houve 2 variações: relva fresca com pré-tratamento físico e relva fresca com pré-tratamento físico seguido de hidrólise enzimática. Com a finalidade de determinar a influência das enzimas sobre o inóculo (lamas), testaram-se 2 tipos de branco: i) lama e água e ii) lama, enzimas e água. Todos os ensaios foram realizados em triplicado.

4.3.1 Sistema Experimental

Para a realização dos ensaios de biodegradabilidade foi utilizada a montagem experimental existente no Laboratório de Biocombustíveis e Ambiente.

Esta montagem, apresentada mais detalhadamente abaixo (Figura 19), é composta por: (1) reatores ou frascos de vidro com volume total de 1 litro e volume útil de 700 mL; cada reator está ligado a uma coluna graduada ou gasómetro (2) com capacidade de 1 litro e preenchida com uma solução salina composta por 200g NaCl/l, 10g HCl/l (para minimizar a dissolução de biogás) e algumas gotas de vermelho de metilo, para conferir à solução alguma cor, de forma a facilitar a leitura da coluna; cada coluna, por sua vez, está ligada a um depósito para o líquido de medição (3) e possui uma torneira para tomada de amostras ou retirada do biogás (4); por fim, cada reator se encontra num banho termostaticado através de uma resistência (5), que permite o controlo da temperatura de operação do sistema, sendo possível utilizar a mesma montagem para os ensaios em mesofílico e termofílico.

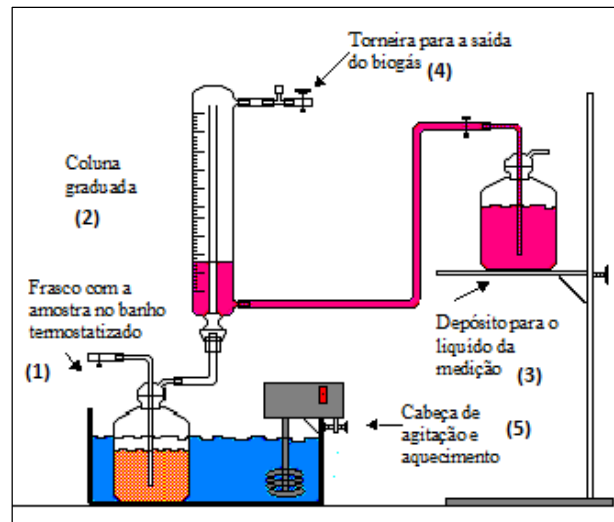


Figura 19: Esquema de montagem utilizado nos testes de biodegradabilidade – Adaptado de (Berardino, 2006)

4.3.2 Montagem dos digestores e calibração do sistema

No sistema experimental utilizado, cada banho possuía 6 conjuntos reator e gasómetro (Figura 20).

Para que fosse possível realizar o teste de biodegradação de 4 variantes mais 2 tipos de branco, todos em triplicado; foi necessário utilizar os 3 banhos disponíveis.



Figura 20: Montagem experimental utilizada nos testes de biodegradabilidade

Com o intuito de minimizar o efeito de possíveis variações da temperatura do sistema, as amostras em triplicado foram divididas pelos 3 banhos, de forma a que cada um contivesse todos os tipos de amostra e brancos, da seguinte maneira: no digestor 1 foi adicionada a relva de regadio com pré-tratamento físico; no digestor 2 a relva de sequeiro com pré-tratamento físico; no terceiro, a relva de sequeiro com pré-tratamento físico e enzimático; no quarto digestor, a relva de regadio com pré-tratamento físico e enzimático; no digestor 5, o branco composto por lamas e enzimas; por fim, no digestor 6, o branco composto por lamas.

Cada um dos digestores foi desarejado com azoto e conectado ao respetivo gasómetro. Todos os pontos com possibilidade de trocas gasosas foram verificados e isolados com braçadeiras.

O acompanhamento da produção de biogás foi diário, com verificações do volume produzido através da coluna graduada no período da manhã e da tarde.

Este acompanhamento apertado do comportamento dos digestores permitiu verificar, nos primeiros 3 dias do ensaio em mesofílico, variações negativas de volume acumulado, indicando trocas gasosas indesejadas. Estes digestores tiveram novamente os seus pontos de ligação ao sistema verificados, e a situação ficou normalizada com o ajuste e aperto destes pontos.

Durante o decorrer da experiência, sempre que um volume de 400mL a 800 mL ficava acumulado na coluna, esta era esvaziada abrindo-se a torneira de saída do gasómetro, previamente conetada ao analisador portátil de biogás, para que a fase gasosa fosse caracterizada. A coluna era posta novamente no seu zero, voltando a estar em equilíbrio para armazenar o restante biogás produzido.

4.3.2.1 Ensaios de digestão anaeróbia em regime mesofílico e termofílico

Primeiro realizaram-se os testes de biodegradabilidade em regime mesofílico, ajustando-se os banhos para a temperatura de $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Durante cada um dos 32 dias em que o ensaio decorreu, os digestores foram agitados diariamente, a fim de encorajar a suspensão dos sedimentos e evitar a formação de camadas secas e inativas.

Em cada um dos 6 digestores dos 3 banhos foi adicionado 4g de sólidos totais de substrato, 500 mL de consórcio bacteriano ou lama, proveniente da ETAR de Beirolas. O restante volume útil do digestor foi completado com água destilada (Tabela 7).

Para determinar o volume de inóculo a ser adicionado em cada digestor considerou-se que deveria haver um valor mínimo de 5 g SSV de inóculo/l, valor proposto por (Field, et al., 1988). Pretendeu-se também obedecer a relação abaixo (Equação 20), proposta pela norma alemã VDI 4630 (Verein Deutscher Ingenieure, 2006):

$$\frac{CQO_{substrato}}{SVV_{inóculo}} \leq 1 \quad (20)$$

Assim, foi possível determinar a massa de substrato necessária para a realização de cada ensaio.

Após finalizada a experiência em regime mesofílico procedeu-se a uma nova montagem dos digestores, utilizando-se os mesmos parâmetros para determinar o volume de inóculo e de substrato a ser colocado em cada digestor. Deste modo, em cada um dos 6 digestores dos 3 banhos foi adicionado o substrato, o inóculo ou lama, proveniente da ETVO, e o restante do volume útil do digestor foi completado com água destilada (Tabela 7).

A temperatura dos banhos foi ajustada para $55^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ (regime termofílico) e o teste decorreu por um período de 16 dias, nos quais os digestores foram regularmente agitados (1 vez por dia).

Tabela 7: Composição dos digestores em cada banho - Ensaio em mesofílico e termofílico

Digestor	Substrato de relva	[g] matéria fresca	Pré-tratamento físico	Pré-tratamento enzimático	Inóculo [mL]	Água [mL]
1	Regadio	5	Sim	-	500	200
2	Sequeiro	5	Sim	-	500	200
3	Sequeiro	15	Sim	Sim	500	100
4	Regadio	15	Sim	Sim	500	100
5	-	-	-	Sim	500	100
6	-	-	-	-	500	200

É importante relembrar que: i) os dois tipos de relva (sequeiro e regadio) utilizados nos testes passaram pelo pré-tratamento físico; ii) o volume de cada digestor ocupado pela massa de relva foi desprezado; iii) as amostras de relva que passaram pela hidrólise enzimática, ou pré-tratamento enzimático, haviam recebido previamente também o tratamento físico; iv) para a realização da hidrólise enzimática, como já explicado anteriormente (4.2.2 Pré-tratamento enzimático), utilizou-se 100 mL de solução tampão de citrato de sódio, por este motivo, nos digestores que receberam o conteúdo da hidrólise foram adicionados para completar o volume útil do digestor apenas 100 mL de água destilada; v) no arranque da digestão, para obter o teor de SSV necessário no digestor, a amostra foi diluída 2,5 vezes; vii) antes do início dos ensaios de biodegradação o pH de cada digestor foi verificado, de forma a assegurar que se encontrava entre 7-7,5 para garantir um meio não inibitório para o consórcio.

5. Resultados e discussão

5.1 Caracterização do inóculo

Na tabela abaixo são apresentados os valores dos parâmetros de caracterização iniciais do inóculo.

Tabela 8: Características dos inóculos utilizados nos testes de biodegradabilidade em regime mesofílico e termofílico

Parâmetros	ETAR Beirolas	ETVO
pH	8,46	8,12
pRedox [mV]	-346	-386
Humidade [%, m/m]	97,47 ± 0,80	98,69 ± 0,19
ST [g/L]	25,39 ± 0,80	22,05 ± 0,19
SV [g/L]	18,13 ± 0,49	17,37 ± 0,18
SST [g/L]	15,90 ± 0,70	20,65 ± 2,19
SSV [g/L]	12,48 ± 0,59	15,35 ± 2,76
CQO [g/L]	23,45 ± 4,46	26,39 ± 0,46
N _{total} [g/L]	1,49 ± 0,09	2,25 ± 0,21
N-NH ₄ [g/L]	0,71 ± 0,06	* ¹³
Proteína [g/L]	9,34 ± 0,09	14,04 ± 0,21

Com base na análise dos valores obtidos para os diversos parâmetros é possível verificar que ambos os consórcios estavam ligeiramente diluídos uma vez que apresentam teor de sólidos totais próximo de 2%.

Quanto ao potencial redox, importante indicador da capacidade redutora do meio, apresenta-se ligeiramente fora dos limites, no que se refere ao inóculo proveniente da ETVO (-386 mV), e dentro dos valores recomendados para desenvolvimento ótimo das bactérias metanogénicas (-220 a -350 mV), no que diz respeito ao afluente proveniente da ETAR de Beirolas.

A razão entre o teor em SV e ST superior 0,5 indica que as lamas estão bem digeridas, ou estabilizadas, o que bom para o processo de digestão anaeróbia que irá ocorrer.

Os restantes parâmetros se encontram dentro do esperado para este tipo de lamas.

¹³ Devido a falha no aparelho de destilação existente no laboratório, não foi possível determinar o azoto amoniacal para o inóculo e o efluente resultante da digestão anaeróbia.

5.1.1 Caracterização do substrato

Para a realização dos ensaios de biodegradabilidade foram utilizadas amostras de resíduos verdes de regadio e sequeiro. Como referido anteriormente, foram coletadas diversas amostras. É de salientar neste caso que, as amostras utilizadas na DA foram as recolhidas em junho no Parque dos Poetas (regadio) e na área de enquadramento urbano do Cabeço do Gato (sequeiro). As demais amostras coletadas tiveram também determinados os sólidos totais e voláteis. Os valores obtidos podem ser consultados no Anexo 4.

Tabela 9: Características dos substratos utilizados nos diversos ensaios de digestão anaeróbia.

Parâmetros	Regadio	Sequeiro	Regadio+ Enzima	Sequeiro+ Enzima
Humidade [%, m/m]	73,36 ± 0,21	20,61 ± 1,39	-	-
ST [%, m/m]	26,64 ± 0,21	79,39 ± 1,39	-	-
SV [%, m/m]	23,86 ± 0,20	74,68 ± 1,69	-	-
CQO [mg/g]	324,37 ± 8,30	946,23 ± 10,85	319,37 ± 5,12	703,52 ± 10,05
N _{total} [mg/g]	10,47 ± 0,18	6,70 ± 0,83	12,44 ± 1,88	10,64 ± 0,79

Tabela 10: Composição química dos diferentes substratos utilizados. Os resultados em são apresentados como percentagem em base seca.

		Tipo			
		Regadio	Sequeiro	Regadio+Enzimas	Sequeiro+Enzimas
Celulose - CGn (%)		17,71	30,12	3,65	23,15
Hemicelulose (%)	CXn	12,8	23,42	1,85	23,92
	CArn	5,04	0	0	0
	CAcetil	2,81	4,06	5,56	4,39
Lenhina CLK (%)		18,15	18,88	11,3	16,07
Proteína (%)		6,55	4,18	7,78	6,65
Cinza (%)		9,97	5,79	15,62	20,09
Extrativos (%)	Água	23,26	13,05	47,6	39,33
	Etanol	3,78	1,4	2,33	1,61
Soma s/cinza		90,1	95,11	80,07	115,12
Soma c/cinza		100,07	100,9	95,69	135,21

Os valores presentes na Tabela 9 para a humidade dos substratos mostram que os resíduos de espaços verdes com rega são mais molhados (73,36 %), relativamente as amostras recolhidas em espaços de sequeiro (20,61%), o que se reflete também no teor de Sólidos Totais e Voláteis, que ambas apresentam.

No que diz respeito a CQO, esta é maior para os resíduos de sequeiro, o que mostra uma maior quantidade de matéria orgânica suscetível de ser oxidada quimicamente. Comparando os valores de CQO antes e após o pré-tratamento é possível observar uma redução da matéria orgânica presente. O que pode ser justificado pelo consumo da mesma durante o pré-tratamento pelas enzimas.

Por sua vez, o teor de azoto total da amostra com rega (10,47 mg/g) é superior ao da amostra sem rega (6,70 mg/g). Este comportamento seria de se esperar, uma vez que o desenvolvimento da biomassa recolhida em espaços de rega beneficiou de um solo mais rico em azoto, já que foi alvo de processos de fertilização.

A análise da caracterização química mais detalhada possibilitada pela Tabela 10, permite constatar que os resíduos de sequeiro apresentam um teor superior de celulose (30,12 %) e hemicelulose (27,48 %) comparativamente aos apresentados pelas amostras de regadio, respetivamente 17,71 % e 20,65 %.

Relativamente a composição da hemicelulose (xilano, arabinano e acetil) é interessante verificar que, como seria de esperar para resíduos verdes, o açúcar dominante na composição química é a xilose. (Chandra, et al., 2012).

É importante relembrar que as áreas verdes de regadio sofrem operações de manutenção (corte), normalmente, com uma frequência quinzenal, enquanto as áreas de sequeiro são cortadas no máximo 2 vezes ao ano. Com a maturidade da planta a concentração de FDN¹⁴ aumenta, o que se reflete num decréscimo da razão entre folha e caule, e em um aumento na concentração de lenhina nas paredes da célula da biomassa (McEniry, et al., 2012). Esperava-se, por esta razão, que o teor em lenhina da amostra de sequeiro (18,88 %) fosse superior ao de regadio (18,15 %), o que foi possível confirmar, apesar da obtenção de valores próximos.

Com base na observação da tabela anterior é possível verificar que o pré-tratamento enzimático foi capaz de solubilizar parte da celulose, hemicelulose e lenhina presentes em ambas as amostras de RV, uma vez que o teor de cada um destes constituintes reduziu nos sólidos, indicando sucesso ao realizar a quebra da estrutura da biomassa, deixando a matéria mais disponível para a etapa da digestão anaeróbia. É possível confirmar, também, a tendência verificada na Tabela 10, relativamente ao aumento do azoto nas amostras que sofreram hidrólise enzimática, refletido no aumento da proteína presente em cada uma das amostras.

A determinação dos compostos extrativos permitiu verificar uma dominância de compostos solúveis, como os açúcares não estruturais, material nitrogenado e material inorgânico, na composição da biomassa avaliada. (Chandra, et al., 2012)

¹⁴ FDN ou Fibra em Detergente Neutro: Parâmetro que quantifica a percentagem de fibra (celulose, hemicelulose e lenhina) na parede celular de uma amostra vegetal, depois de digerida em um meio não ácido. **Fonte especificada inválida.**

5.2 Caracterização do efluente

Não foi possível caracterizar a presença de azoto total e amoniacal nos efluentes ou produtos sólidos da digestão, devido a falha com o equipamento de destilação.

Tabela 11: Caracterização do efluente. Valores médios com desvio padrão inferior a 10%.

	Tipo	ST [g/L]	SV [g/L]	SST [g/L]	SSV [g/L]	CQO [g/L]
Ensaio em mesofílico	Relva Húmida	10,03	6,85	8,12	6,20	10,57
	Relva seca	9,30	6,58	4,90	3,60	7,52
	Relva seca c/enzima	6,96	3,01	8,77	5,92	8,57
	Relva Húmida c/enzima	11,79	7,37	11,23	7,65	6,67
	Branco c/enzimas	9,44	5,71	4,12	3,10	8,00
	Branco	8,57	6,01	10,53	7,95	8,86
Ensaio em termofílico	Relva Húmida	13,34	8,83	7,85	4,28	9,17
	Relva seca	11,36	7,32	8,55	6,37	10,09
	Relva seca c/enzima	14,09	8,13	9,30	6,84	9,16
	Relva Húmida c/enzima	13,83	7,98	11,83	8,50	11,15
	Branco c/enzimas	10,76	10,71	6,70	5,40	6,50
	Branco	9,28	5,38	6,60	4,17	7,17

5.2.1 Eficiência do processo de Digestão Anaeróbia

Com base na caracterização efetuada aos componentes da mistura introduzida no digestor (resíduos verdes e lamas) e do conteúdo do digestor após aos ensaios de biodegradação anaeróbia, é possível determinar a eficiência da remoção de sólidos voláteis e/ou CQO (Equações 21 e 22). Este parâmetro traduz a fração da matéria biodegradável que é convertida nos produtos do processo de digestão anaeróbia efetuado pelas bactérias presentes no reator (Pratas, 2011).

$$Eficiência (\%) = \frac{SV_i - SV_f}{SV_i} \quad (21)$$

$$Eficiência (\%) = \frac{CQO_i - CQO_f}{CQO_i} \times 100 \quad (22)$$

Onde,

SV_i - corresponde ao conteúdo de sólidos voláteis adicionais pela soma dos sólidos voláteis do RV aos sólidos voláteis do inóculo, adicionados no início da digestão;

SV_f - corresponde ao teor de sólidos voláteis verificado para o efluente do branco;

CQO_i - a carência química de oxigénio verificada para os RV somada a verificada para o inóculo, no início da digestão;

CQO_f – representa a carência química de oxigénio verificada para o efluente proveniente do ensaio em branco;

Tabela 12: Eficiência da remoção de CQO (%) nos diferentes ensaios.

	Humida	Seca	Seca+enzima	Humida+enzima
Termofílico	49,19	43,72	45,19	37,98
Mesofílico	36,26	54,28	43,76	59,62

Tabela 13: Eficiência da remoção de SV (%) nos diferentes ensaios

	Humida	Seca	Seca+enzima	Humida+enzima
Termofílico	27,24	41,06	34,53	34,23
Mesofílico	45,25	48,60	48,62	41,11

Os valores de eficiência de remoção de CQO para os ensaios em termofílico variaram de aproximadamente 38%, para os resíduos de regadio com enzimas, a 49%, para os resíduos de regadio que não passaram pela hidrólise enzimática. No que se refere aos ensaios em mesofílico a maior eficiência de remoção de CQO foi verificada para a digestão dos resíduos de sequeiro.

5.3 Produção de biogás

São apresentados nesta seção do trabalho os perfis de desenvolvimento dos ensaios, o volume de biogás produzido e a caracterização do gás obtido a nível dos teores dos diferentes constituintes.

Os valores apresentados correspondem a média dos valores obtidos, com um desvio padrão inferior a 10%.

5.3.1 Perfis de produção de biogás em regime mesofílico e termofílico

Abaixo são apresentados os resultados¹⁵ da produção de biogás cumulativa (Figura 21), obtidos através da biodegradação anaeróbia em regime mesofílico e termofílico.

¹⁵ Os resultados apresentados incluem a contribuição do branco, com ou sem enzimas, dependendo respetivamente do tipo de amostra a que se refere.

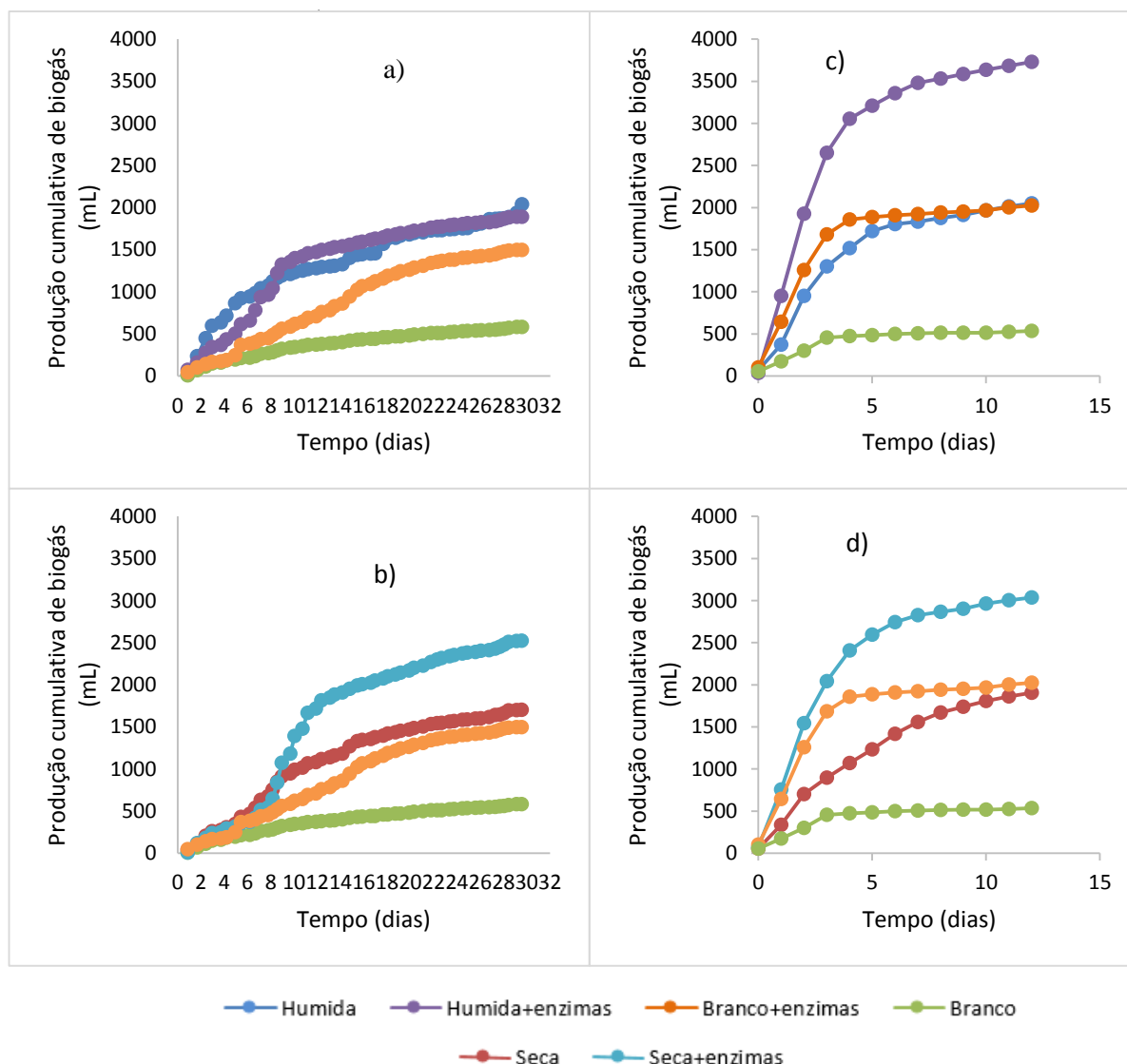


Figura 21: Produção Cumulativa de biogás (mL) para os diferentes substratos e ensaios: a) e b) correspondem aos perfis verificados nos ensaios a 35°C; c) e d) correspondem aos perfis verificados para os ensaios a 55°C. Condições: com 500 mL de inóculo e 4 gramas de sólidos totais.

Analisando o comportamento de cada uma das curvas apresentadas na Figura 21 a); b); c) e d), é possível verificar que de forma geral os digestores se comportaram bem durante a digestão.

No que se refere aos ensaios em mesofílico (Figura 21 a) e b) verifica-se que a relva húmida, nos primeiros dias de digestão, apresenta um comportamento normal de adaptação das bactérias ao substrato, sem atraso significativo, representado pela curva em crescimento exponencial até ao 8º dia. Quando

passa a crescer de forma mais lenta. No que se refere a digestão da relva seca, verifica-se que tem um início mais lento, indicado pela forma ligeiramente concava da curva nos primeiros dias.

Este comportamento indica a necessidade de um maior período de adaptação do consórcio ao substrato. A produção de biogás do branco, com ou sem enzimas, é inferior a das amostras com os RV, o que seria de se esperar, uma vez que a fonte de alimento disponível para as bactérias é menor. A sua curva, contudo, apresenta um comportamento normal de produção, com um crescimento exponencial seguido de uma fase de estabilização.

O declive das curvas dos substratos que recebam pré-tratamento com enzimas é ligeiramente mais acentuado do que o apresentado pelas amostras que não o sofreram. Indicando uma mais fácil adaptação do inóculo ao substrato, como seria de se esperar.

A avaliação das curvas da digestão em termofílico, Figura 21 c) e d), permite constatar que todas as amostras, com ou sem pré-tratamento apresentaram um comportamento superior (maior produção de biogás) e mais fácil adaptação do inóculo ao substrato (demonstrado pelos acentuados declives).

A contribuição para a evolução da digestão do pré-tratamento enzimático também foi mais visível para os ensaios em termofílico do que em mesofílico.

5.3.2 Produção específica de metano

A produção específica de metano por sólidos voláteis introduzidos no digestor, nos indica de que forma, a remoção dos SV que ocorreu, resultou na produção de metano. Os valores apresentados para a produção de biometano de cada um dos substratos, exclui a contribuição dos brancos.

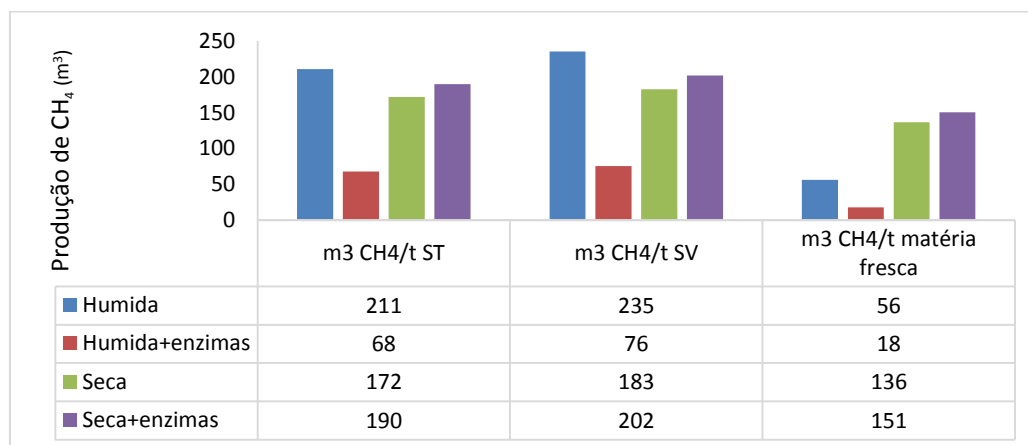


Figura 22: Produção específica de metano por total de Sólidos Totais (ST), Voláteis (SV) e matéria fresca. Condições no digestor: Temperatura de operação 35°C; 500 mL de inóculo; aproximadamente 4 g de ST e 3,7 g de SV, de amostra.

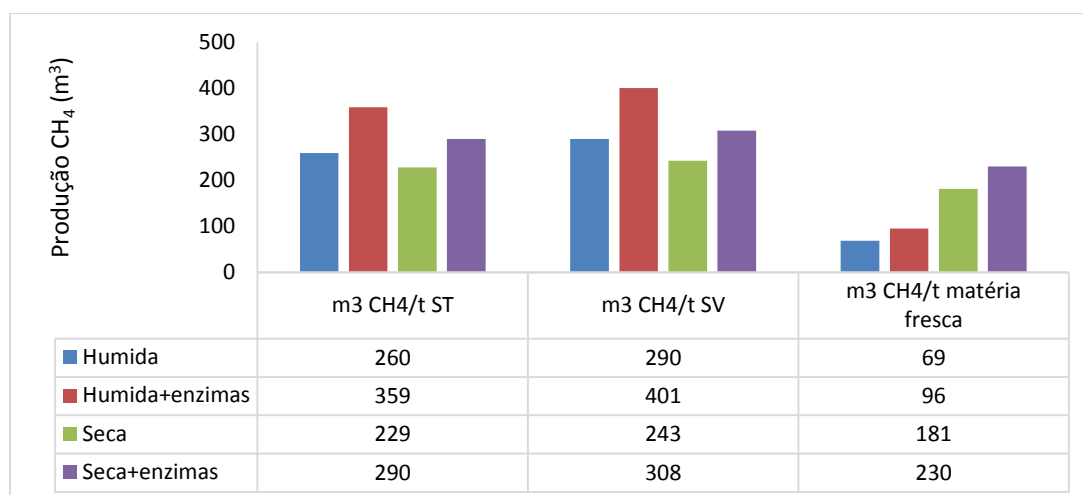


Figura 23: Produção específica de metano por total de Sólidos Totais (ST), Voláteis (SV) e matéria fresca. Condições no digestor: Temperatura de operação 55°C; 500 mL de inóculo; aproximadamente 4 g de ST e 3,7 g de SV, de amostra.

Os valores obtidos para a produção de metano a partir dos diferentes substratos se encontram dentro do espectável para os valores apresentados na literatura (GR3, 2014; McEniry, et al., 2012).

Com maior destaque, nos ensaios em mesofílico, para a produção de biometano alcançada pelos resíduos húmidos sem enzimas (235 m³ CH₄/t SV) e secos com enzimas (202 m³ CH₄/t SV), indicando uma maior eficiência das enzimas em auxiliarem na hidrolisação dos resíduos de sequeiro.

Nos ensaios em termofílico, todos os valores foram bastante satisfatórios, com os resíduos húmidos pré-tratadas a apresentarem um ótimo desempenho (401 m³ CH₄/t SV), seguido pela produção obtida com as relvas secas, também pré-tratadas (308 m³ CH₄/t SV).

Tabela 14: Produção líquida de biogás (mL) para cada tipo de amostra e regime de temperatura.

	Termofílico	Mesofílico
Humida	1515	1457
Seca	1368	1118
Humida+enzima	1913	392
Seca+enzima	1685	1024

5.3.3 Composição do biogás produzido

Durante os ensaios foram realizadas diversas tomas de amostra do biogás produzido ao longo das semanas. Desta forma, foi possível verificar de forma geral, para todos os digestores, e em ambos os regimes de temperatura, um incremento no teor de metano no gás gerado ao longo do tempo (Figura 24), uma redução do teor de azoto, que no início correspondia de 50% a 60% do biogás obtido, pois foi introduzido no interior do digestor aquando do início da atividade de biodegradação, devido ao processo de desaeração realizado para garantir as condições anaeróbias necessárias para o consórcio.

O teor de CO_2 tendeu a mostrar-se estável ao longo da digestão, com uma redução, na fase final de cada uma das digestões (Figura 25).

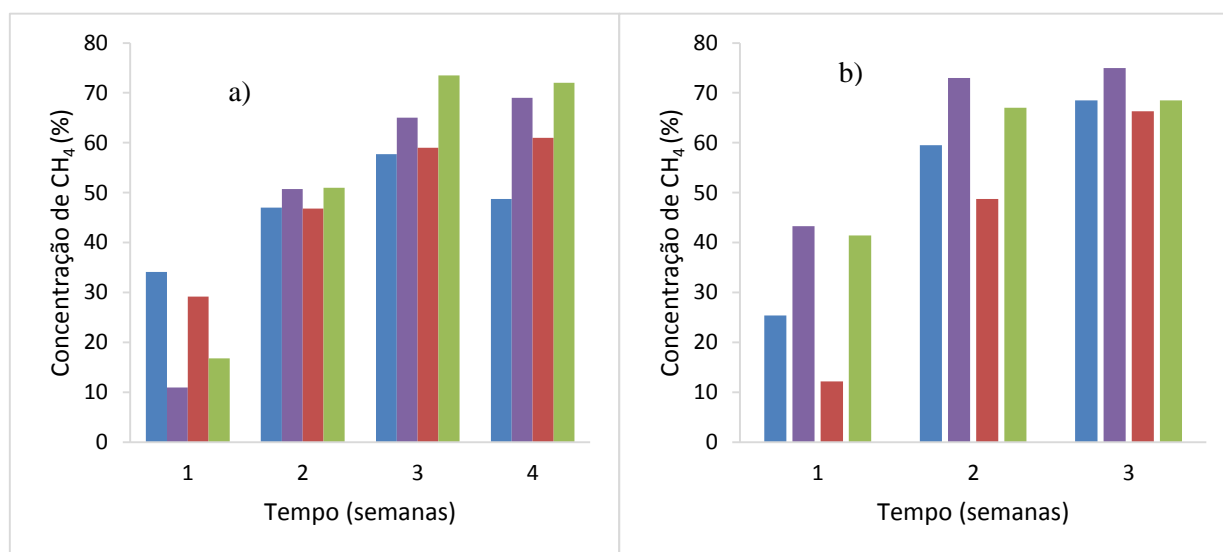


Figura 24: Evolução do teor de metano no biogás produzido ao longo dos ensaios de DA: a) ensaio em mesofílico (35°C); b) ensaio em termofílico (55°C)

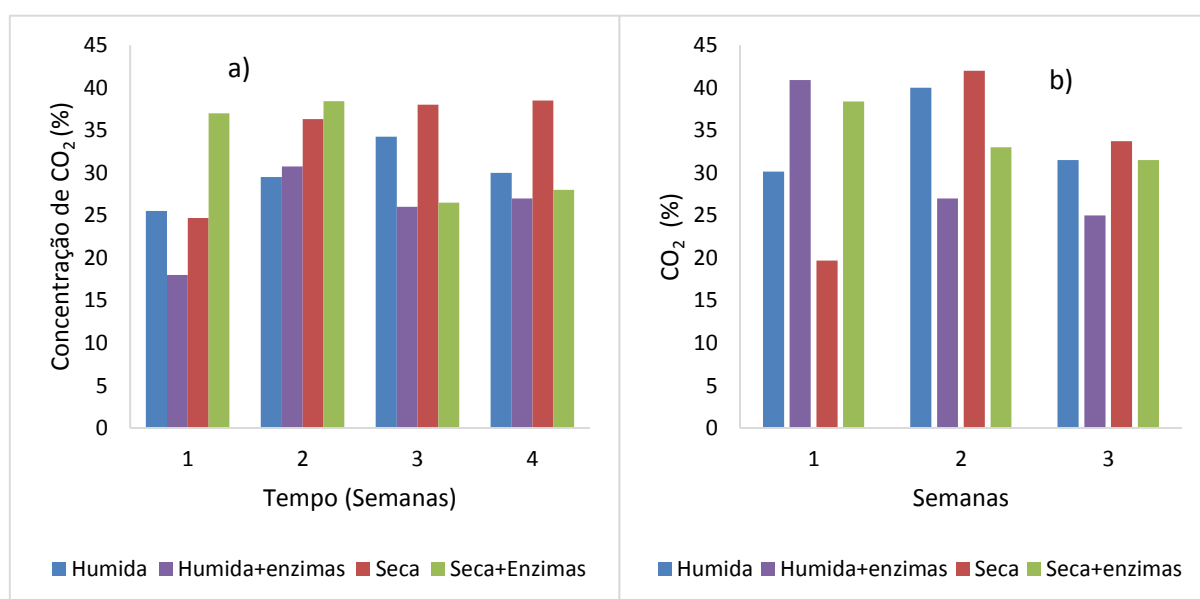


Figura 25: Evolução do teor de dióxido de carbono no biogás produzido ao longo dos ensaios de DA: a) ensaio em mesofílico (35°C); b) ensaio em termofílico (55°C)

Como os inóculos não produziram volume de gás suficiente ao longo do período em que ocorreu a digestão, a sua composição não pode ser determinada todas as semanas. Por esta razão, os valores de

metano medidos para os inóculos não constam dos gráficos. Contudo, a tendência de aumento da concentração de metano no gás produzido se manteve. Para o inóculo com enzimas foi no início da digestão de 14% e no final de 43%, já para o inóculo sem enzimas foi de 21% e 40%, para os ensaios em mesofílico. Já para os ensaios em termofílico, verificou-se um teor de metano de, aproximadamente, 10% e 24%, no início, e 25% e 65%, no final, para o branco sem enzima e com enzima, respetivamente.

É relevante referir que a produção de biogás produzido diariamente tende a diminuir ao longo da DA realizada em descontínuo, conforme o carbono é consumido da matéria disponível, por sua vez, a concentração de metano na amostra tende a seguir o sentido contrário. Primeiro, porque durante as primeiras medições ainda pode existir azoto utilizado para a purga dos digestores; segundo, porque as bactérias não estão na sua plena atividade no início da digestão.

5.1 Estimativa da Produção de Biomassa – Modelação dos Dados

Para estimar a produção potencial de biomassa nos espaços verdes públicos urbanos, utilizou-se informação cartográfica no formato *shapefile* (formato vetorial) fornecida pela CMO, com os polígonos devidamente georreferenciados de cada um destes espaços. Associada à geometria contida na *shapefile*, foi também cedida a respetiva tabela de atributos, com informações sobre a área do espaço verde público e a sua classificação.

Com recurso ao *software* SIG, ArcGIS (ESRI, 2013) selecionaram-se todos os espaços verdes com potencial rega (zona verde; área ajardinada com rega; espaço gerido pela CMO; verde novo e área livre), excluindo as áreas de sequeiro, uma vez que, foi possível acompanhar somente uma operação de manutenção, não existindo dados suficientes sobre a produção de biomassa, e exportaram-se para uma nova *shapefile*, contendo apenas os espaços relevantes para este estudo.

À tabela de atributos original acrescentou-se mais três colunas. Uma coluna para a qual se calculou a área do espaço verde, e outras duas na qual foram calculadas a respetiva produção de biomassa em base húmida e seca.

Uma vez que a *shapefile* utilizada excluía zonas abrangidas pela Rede Natura 2000 e outras áreas protegidas, não foi necessário cruzar os dados contidos na mesma com dados de condicionantes territoriais (Figura 26: Condicionantes territoriais AML – Rede Natura 2000 e Áreas protegidas Figura 26).

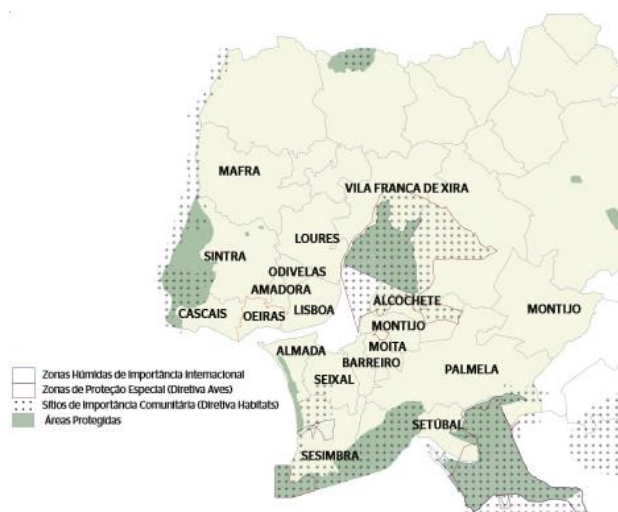


Figura 26: Condicionantes territoriais AML – Rede Natura 2000 e Áreas protegidas (CMC, 2015)

A estimativa da produção potencial de biomassa (kg/m^2), para os espaços com rega, deu-se com base nas 3 recolhas de amostra de RV, realizadas no Parque dos Poetas e no Parque das Perdizes. Considerou-se um número médio de 24 e 8 operações de corte de relva, respetivamente para o Parque dos Poetas e o Parque das Perdizes. Esta diferenciação no número de cortes foi realizada devido a ter sido sinalizado pela CMO que, apesar de o Pq. das Perdizes ser uma zona de regadio, não sofra operações de corte nos meses de inverno e outono. Nos restantes meses, era cortado no máximo uma vez ao mês.

Tabela 15: Média do teor em sólidos totais e voláteis, nas amostras dos espaços verdes com rega, e produção estimada de biomassa do Concelho de Oeiras.

ST [%m/m]	SV [%m/m]	t matéria fresca/ha.ano	t matéria seca/ha.ano
$21,39 \pm 5,95$	$18,98 \pm 3,65$	$37,24 \pm 5,67$	$7,81 \pm 1,21$

De acordo com o resultado de produção de biomassa anual obtido anteriormente, foi possível fazer uma análise das áreas que mais contribuiriam para a produção de RV. Esta informação é apresentada na Figura 27. Como seria de esperar, as zonas verdes de maior área aparecem em destaque (azul escuro), um comportamento espetável, visto que a quantidade de produção de biomassa está diretamente ligada à dimensão da área.

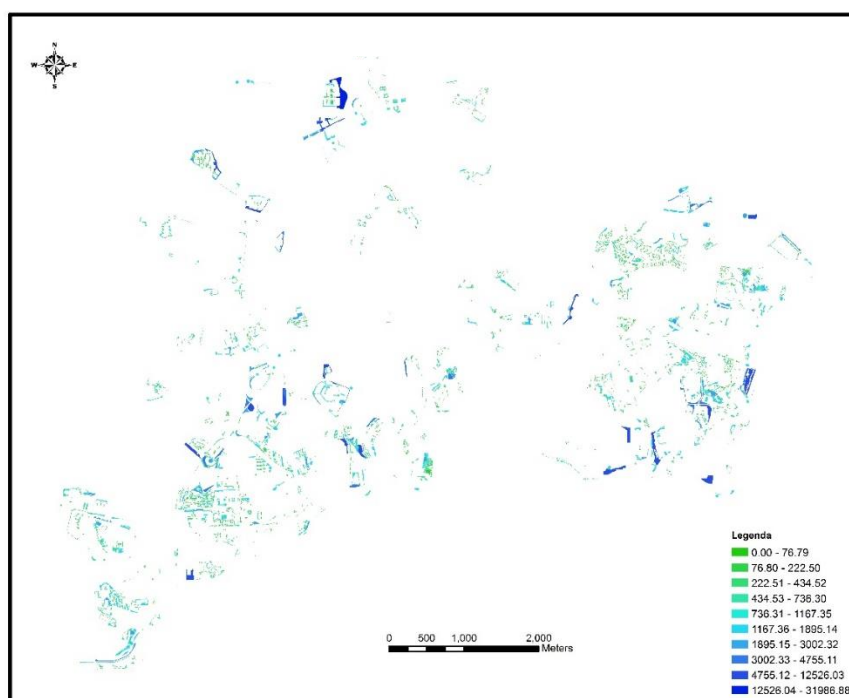


Figura 27: Produção de biomassa em $\text{kg/m}^2.\text{ano}$, nos espaços verdes do concelho de Oeiras.

É importante referir que a estimativa de produção anual de biomassa para o concelho de Oeiras, apresentada neste trabalho, é teórica, ou seja, considerou condições de desenvolvimento semelhantes as verificadas para as plantas dos espaços amostrados, sem avaliar as possíveis variações na taxa de crescimento ao longo do ano, devido à exposição solar, a pluviosidade, a fertilização e às possíveis perdas causadas pelos equipamentos utilizados durante os procedimentos de corte.

Com base nos valores de produção e caracterização química do biogás, obtidos através dos ensaios de DA, em mesofílico e termofílico, e na produção de biomassa estimada para os resíduos de regadio, foi possível calcular o potencial teórico de biometano correspondente a utilização de toda a biomassa produzida, para o processo de biodegradação anaeróbia.

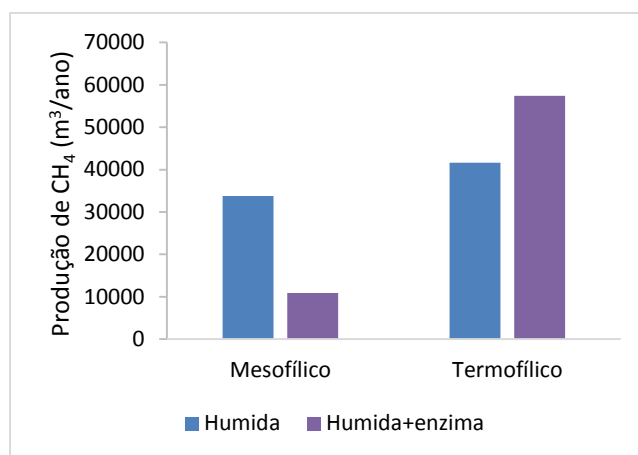


Figura 28: Potencial teórico de produção de biometano [m³/ano]. Condições: a partir da produção de biomassa (t base seca/ano) e produção de bioCH₄ por amostra m³ CH₄/t base seca.

É observado um maior potencial de produção para os resíduos tratados apenas fisicamente (35 mil m³/ano), para a DA em regime mesofílico, e pré-tratados física e enzimaticamente (57 mil m³/ano), para a DA em regime termofílico. Admitindo um PCI de 35,8 MJ/m³ para o metano, correspondente a um aproveitamento de 6,5 a 10 kWh/m³ (Salomon, et al., 2005), teríamos, em termos de energia primária disponível, 227 a 350 MWh/ano e 370 a 570 MWh/ano, respetivamente para a DA em regime mesofílico e termofílico de resíduos verdes de regadio.

6. Conclusões e sugestões para trabalhos futuros

A análise realizada a cadeia de gestão dos RV possibilitou verificar pontos fortes e fracos nas políticas adotadas atualmente.

Considera-se positivo que as câmaras municipais disponibilizem, de forma simples, acesso a informação sobre a recolha de RV para produtores particulares, nas suas páginas online. A prática do *mulching* dos resíduos de relva dos espaços verdes, bem como, a produção de estiras a partir dos resíduos de maiores dimensões e mais lenhocelulósicos (troncos e galhos), também podem ser consideradas como uma boa opção, por implicarem a utilização direta dos resíduos no próprio solo, evitando gastos e emissões de GEE associados ao transporte e tratamento. Igualmente as infra-estruturas de tratamento disponibilizadas pela Tratolixo e Valorsul apresentam condições operacionais para receber e tratar, nas suas unidades de digestão anaeróbia, um volume maior de resíduos orgânicos.

Como aspectos menos positivos, surgem os custos associados ao transporte, armazenamento e entrega às empresas de tratamento de resíduos, que podem representar uma grande despesa para empresas de manutenção de espaços verdes familiares ou pequenas, sem grande logística, e caracterizar um incentivo para que estes encaminhem os resíduos produzidos, de forma menos correta, para o tratamento (deposição nos contentores de RSU públicos), ou despejo em zonas proibidas.

Tendo em consideração o potencial como matéria-prima dos resíduos orgânicos, seria interessante, até mesmo para as empresas de tratamento de resíduos aumentarem os seus proveitos, existir uma política mais facilitada de recebimento de material orgânico passível de valorização, de forma a evitar o fluxo dos mesmos para aterros. Em vista a atingir a meta de erradicação da deposição direta de RSU em aterros até 2030, estabelecida pelo PERSU II.

Outro aspecto a melhorar é a consciencialização da população para o potencial de valorização dos resíduos orgânicos em geral, de forma a aumentar não só a recolha de resíduos verdes, como também de resíduos orgânicos alimentares, a partir de restaurantes, como já vem acontecendo em alguns casos (Projeto Valor +, da Valorsul).

A gestão dos resíduos verdes deve-se basear na estratégia adotada a nível nacional para os demais RSU, centrada no conceito de “lado da oferta de resíduos” (“*waste push policies*”), ou seja, orientada para o estabelecimento de locais claros de recepção e promoção da sua separação na origem, com vista ao aumento da sua valorização.

A integração de uma gestão voltada para a origem e para os produtores de RV, precisa ter em conta também, que o mercado da manutenção dos espaços verdes é constituído essencialmente por uma panóplia de pequenas e médias empresas, por vezes pouco qualificadas tanto a nível dos recursos humanos quanto a nível da tecnologia empregue, o que pode dificultar estabelecer objetivos e procedimentos individualizados, associados a uma meta comum, de maior entrega seletiva deste tipo de resíduo. Até porque, em alguns casos, isto implicaria um aumento nos custos dos serviços, visto serem cobradas as taxas de portão no momento da entrega do material às entidades de tratamento.

A determinação das áreas dos espaços verdes públicos do concelho de Oeiras possibilitou verificar uma produção potencial bruta anual de RV de 160 toneladas, superior aquela que chega a Tratolixo, descrita pelos códigos LER 20 02 01 e 20 03 03, provinda de todos os concelhos da AMTRES, 55,5 toneladas. Se em um primeiro momento isto se deve a determinação da produção de biomassa não ter considerado fatores limitantes como a diferença do crescimento das plantas no período de outono/inverno e primavera/verão, pluviosidade anual, o número de cortes de relva e os equipamentos utilizados, também é verdade, como foi possível verificar na prática, que uma parte dos RV entra no sistema de tratamento através da via do RSU indiferenciado, ou ainda, dos resíduos de limpeza, o que contribui para esta diferença.

Pode-se verificar que, os resíduos verdes apresentam um potencial real para a produção de biogás e, consecutivamente, biometano, com teor deste constituinte bastante satisfatório (em média entre 55% a 70%). Detreminou-se uma produção média de 200 a 300 m³ CH₄/t SV, para amostras sem pré-tratamento, em ambos os regimes de temperatura de digestão anaeróbia estudados, e de 300 a 400 m³ CH₄/t SV, para as amostras pré-tratadas enzimaticamente e digeridas a 55°C.

É importante referir o desempenho superior apresentado para os ensaios em termofílico, no que toca aos valores de produção de biogás, teor de metano, mas especialmente, sobre o tempo de retenção necessário para estabilizar a matéria orgânica, aproximadamente 15 dias frente a aproximadamente 30 dias, para os ensaios em mesofílico. Este facto referência uma maior adaptabilidade do consórcio termófilo ao tipo de substrato tratado, para além de uma maior disponibilidade dos microorganismos.

As enzimas desempenharam um papel importante na fase inicial dos ensaios, como é possível verificar através dos declives mais acentuados apresentados para os perfis de produção acumulada, indicando uma maior adaptação do consórcio ao substrato. Desta forma, verifica-se que a hidrólise enzimática cumpriu o seu papel.

Concluiu-se também que, a utilização do pré-tratamento enzimático resultou em um aumento do teor de metano, em todos os ensaios em termofílico em que foi aplicado. Justificando um provável investimento em sistemas de DA operando nesta gama de temperatura.

Quanto a aplicação da metodologia utilizada para a estimativa de produção de biomassa, através da determinação dos espaços verdes públicos com recurso ao ArcGIS, poderá ser facilmente transposta para outras regiões do país, visto que as câmaras municipais tem reconhecido a importância da cartografia em base digital e investido na classificação das diversas infraestruturas e áreas de interesse, como é o caso dos espaços verdes públicos. Estando já disponíveis em muitos concelhos a localização e áreas exatas dos espaços verdes públicos, bem como as respetivas características do mesmo (cobertura vegetal, função do espaço, indicação do responsável pela manutenção, etc).

Trabalho futuro:

Uma vez que o caminho natural para o aproveitamento dos resíduos verdes deverá ser cada vez mais a valorização biológica, através de digestão anaeróbia, nas centrais de valorização orgânica das empresas de tratamento e valorização do RSU já existentes, após se ter verificado que existe matéria-prima disponível, deve agora haver um principal interesse em analisar de que forma uma maior participação deste tipo de resíduos em codigestão com o restante RUB irá influenciar o comportamento do digestor a nível químico (adaptação das colónias de bactérias, composição do efluente líquido e gasoso) e físico (desgaste do digestor, sistemas de bombagem e agitação).

7. Bibliografia

Abrantes, Graça. 1998. *Sistemas de Informação Geográfica — Conceitos*. Lisboa : ISA - Universidade Técnica de Lisboa, 1998.

ADENE. 2015. [Online] 14 de 1 de 2015. [Citação: 30 de 3 de 2015.] <http://www.adene.pt/indicador/producao-de-energia-eletrica-partir-de-fontes-renovaveis>.

———. **2013.** PNAER 2020. [Online] 21 de 8 de 2013. <http://www.adene.pt/programa/pnaer-2020-plano-nacional-de-acao-para-energias>.

AEA. 2014. Alterações climáticas. *Agência Europeia do Ambiente (AEA)*. [Online] 1 de 4 de 2014. [Citação: 31 de 3 de 2015.] <http://www.eea.europa.eu/pt/themes/climate/intro>.

Águas de Portugal - ETAR de Beirolos. 2015. Águas de Portugal. *Águas de Portugal - ETAR de Beirolos*. [Online] 2015. <http://www.adp.pt/content/index.php?action=detailfo&rec=2859&t=ETAR-de-Beirolos--Lisboa>.

ANEFA. 2014. *Associação Naional de Empresas Florestais, Agrícolas e do Ambiente*. [Online] 2014. [Citação: 25 de 4 de 2014.] <http://www.anefa.pt/pt/>.

APA. 2006. Agência Portuguesa do Ambiente. *Gases Fluorados - Legislação*. [Online] 2006. [Citação: 10 de 06 de 2014.]

———. **2015.** Classificação de Resíduos - Nova Lista Europeia de Resíduos (LER). [Online] 2015. [Citação: 12 de 6 de 2015.] <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=254&sub3ref=264>.

———. **2015.** MRRU 2013 Portugal Continental e Regiões Autônomas. [Online] 2015. [Citação: 31 de 3 de 2015.] <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=933&sub3ref=936>.

———. **2014.** Pedido de informação feito a APA relativamente a produção de RV em Portugal. 2014.

———. **2015.** Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos 2014-2020 (PERSU 2020) . *Agência Portuguesa do Ambiente*. [Online] 2015. [Citação: 1 de 5 de 2015.] <http://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=108&sub3ref=209>.

———. **2012.** *RARU 2012*. 2012.

APHA e WEF, AWWA and. 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1999.

———. **2005.** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 2005.

APREN. 2015. APREN - Comunicado de imprensa. [Online] 11 de 1 de 2015. [Citação: 1 de 5 de 2015.] http://www.apren.pt/fotos/editor2/2015_comunicado_quercus_e_apren.pdf.

Berardino, Santino Eugenio Di. 2006. Testes de Biodegradabilidade Anaeróbia em Descontínuo - Guia. 2006.

2008. Biogas Handbook. *Bid East - Biogas for Eastern Europe*. [Online] Outubro de 2008.

Cabrita, Isabel, et al. 2015. Avaliação do Potencial e impacto do biometano em Portugal. [Online] 2 de 7 de 2015. [Citação: 17 de 8 de 2015.] http://www.lneg.pt/download/10614/ISABEL%20MARQUES_BioMetanoWorkshop%2002072015.pdf.

Câmara, Maurício Melo e Moraes, Flávio Faria de. 2012. Avaliação do pré-tratamento de bagaço de cana por peróxido de hidrogênio alcalino: II. Susceptibilidade da biomassa à hidrólise enzimática e acessibilidade às enzimas. *VII Encontro de Produção Científica e Tecnológica*. 2012.

Cascais Ambiente. 2015. [Online] 2015. [Citação: 2 de 3 de 2015.] <http://www.cm-cascais.pt/empresa-municipal/cascais-ambiente>.

Castro, Mariana e Galletti, Anna Maria. 2011. Eurobioref. [Online] 19 de setembro de 2011. [Citação: 10 de 10 de 2014.] http://www.eurobioref.org/Summer_School/Lectures_Slides/day2/Lectures/L04_AG%20Raspolli.pdf.

Chandra, R., Takeuchi, H. e Hasegawa, T. 2012. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production bi. *Renewable and Sustainable Energy Reviews - Elsevier*. 16, 2012, Vols. 1462-1476.

Chen, Ye, Cheng, Jay J. e Creamer, Kurt S. 2007. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*. 2007, Vol. 99.

CMC. 2015. Espaços Verdes. [Online] 2015. <http://www.cm-cascais.pt/sub-area/espacos-verdes>.

—. **2011.** Espaços verdes Existentes à Freguesia. [Online] 2011. http://www.cm-cascais.pt/sites/default/files/anexos/indicadores/espacos_verdes_existentes_a_freguesia.pdf.

—. **2011.** REGULAMENTO DOS PARQUES E ESPAÇOS VERDES MUNICIPAIS. [Online] 22 de 3 de 2011. [Citação: 25 de 7 de 2014.]

<http://www.cm-cascais.pt/sites/default/files/anexos/gerais/regulamentodosespacosverd.pdf#overlay-context=anexo/docregulamentos>.

CMO. 2015. Espaços Verdes. [Online] 2015. [Citação: 2 de 3 de 2015.] <http://www.cm-oeiras.pt/amunicipal/Ambiente/EspacosVerdes/Paginas/EspacosVerdes.aspx>.

—. **2013.** Oeiras factos e números - Edição especial. [Online] setembro de 2013. [Citação: 31 de 3 de 2015.] <http://factosenumeros.cm-oeiras.pt/conteudos/geral/oeirasfactosenumeros.pdf>.

- CONSULTAE. 2015.** Grande Lisboa. [Online] 2015. <http://www.consultae.pt/contactos/lisboa.html>.
- DGEG. 2015.** [Online] 2015. [Citação: 10 de 1 de 2015.] <http://www.dgeg.pt/>.
- . **2013.** Renováveis - Estatísticas rápidas. [Online] 12 de 2013. [Citação: 30 de 3 de 2015.] http://www.apren.pt/fotos/newsletter/conteudos/renovaveis__estatisticas_rapidas__dezembro_2013_1394725535.pdf.
- Dijkgraaf, E. e Vollebergh, H. R.J. 2004.** Burn or bury? A social cost comparison of waste disposal methods. *ELSEVIER*. 04 de março de 2004, pp. 233-247.
- EIA. 2004.** What Are Greenhouse Gases? *EIA Brochures*. [Online] 2004. <http://www.eia.gov/oiaf/1605/ggccebro/chapter1.html>.
- Energia em Portugal. 2014.** Energia em Portugal. *A Energia em Portugal*. [Online] 2014. [Citação: 30 de 09 de 2014.] <http://www.energiaportugal.pt/pt/energia-em-portugal>.
- ESRI. 2013.** ESRI Portugal. [Online] 2013. [Citação: 25 de 8 de 2015.] <http://www.esriportugal.pt/para-comecar/conceitos-basicos/o-que-sao-os-sig/>.
- Eurostat. 2015.** [Online] 24 de 3 de 2015. [Citação: 1 de 5 de 2015.] [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Municipal_waste_generated_by_country_in_2003_and_2013,_sorted_by_2013_level_\(kg_per_capita\)nw.png](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Municipal_waste_generated_by_country_in_2003_and_2013,_sorted_by_2013_level_(kg_per_capita)nw.png).
- . **2015.** Renewable energy statistics. [Online] Maio de 2015. [Citação: 11 de 6 de 2015.] http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Renewable_energy_statistics.
- Ferrão, Paulo Manuel Cadete, et al. 2011.** Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020. [Online] APA, 2011. [Citação: 12 de 1 de 2015.] file:///C:/Users/AnaCarolina/Downloads/Projeto_PNGR_2011-2020.pdf.
- Field, J, Alvarez, R S e Letting, G. 1988.** Ensayos Anaerobios. *Actas 4º Seminário de Depuración Anaerobia de Aguas Residuales, Valladolid*. 1988.
- Gerhardt, Matthias, Pelenc, Vicent e Bauml, Markus. 2007.** Application of hydrolytic enzymes in the agricultural biogas production: Results from practical applications in Germany. *Biotechnology Journal*. 2, 2007.
- Global Footprint Network. 2015.** World Footprint. *Global Footprint Network - Advancing the Science of Sustainability*. [Online] 2015. [Citação: 20 de 3 de 2015.]
- GR3. 2014.** *State of the Art report*. 2014.

IEA. 2015. Energy and Climate Change. *International Energy Agency*. [Online] 2015. [Citação: 2 de 5 de 2015.]

<https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/WEO2015SpecialReportonEnergyandClimateChange.pdf>.

—. **2013.** *WORLD ENERGY OUTLOOK 2013 FACTSHEET - How will global energy markets evolve to 2035?* s.l. : International Energy Agency, 2013.

IPCC. 2015. Carbon Dioxide: Projected emissions and concentrations. [Online] 2015. [Citação: 1 de 5 de 2015.] http://www.ipcc-data.org/observ/ddc_co2.html.

Keay, Malcolm. 2007. *Energy: The Long View*. s.l. : Oxford Institute for Energy Studies , 2007.

Li, Chenxi, Champagne, Pascale e Anderson, Bruce C. 2014. Anaerobic co-digestion of municipal organic wastes and pre-treatment to enhance biogas production from waste. *Water Science & Technology*. 2014, Vols. 443-450.

Li, Yebo, Park, Stephen Y. e Zhu, Jiying. 2010. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2010, Vol. 15.

Lin, Lili, et al. 2010. In-depth investigation of enzymatic hydrolysis of biomass wastes based on three major components: Cellulose, hemicellulose and lignin. *Bioresource Technology - Elsevier*. 101, 2010, Vols. 8217-8223.

2010. Literature Review of Physical and Chemical Pretreatment Processes for Lignocellulosic Biomass. [Online] Setembro de 2010.

[Citação: 14 de outubro de 2014.] <ftp://130.112.2.101/pub/www/library/report/2010/e10013.pdf>.

LNEG. 2014. LNEG. *O LNEG*. [Online] 2014. [Citação: 23 de 09 de 2014.] <http://www.lneg.pt/lneg/>.

—. **2015.** Workshop - Apresentação do Estudo "Avaliação do Potencial e Impacto do Biometano em Portugal". *LNEG*. [Online] 2 de 7 de 2015.

[Citação: 17 de 8 de 2015.] <http://www.lneg.pt/divulgacao/destaques/202>.

—. **2015.** Workshop - Apresentação do Estudo "Avaliação do Potencial e Impacto do Biometano em Portugal". [Online] 2 de 7 de 2015.

[Citação: 17 de 8 de 2015.] <http://www.lneg.pt/divulgacao/destaques/202>.

McEniry, Joseph e O'Kiely, Pdraig. 2012. Anaerobic methane production from five common grassland species at sequential stages of maturity. *Bioresource Technology*. 127, 2012.

- Meyer, A.K.P, Ehimen, E.A e Holm-Nielsen, J.B. 2014.** Bioenergy production from roadside grass: A case study of the feasibility of using roadside grass for biogas production in Denmark. *Resources, Conservation and Recycling - Elsevier*. 93, 2014, Vols. 124-133.
- Monnet, Fabien. 2003.** An Introduction to Anaerobic Digestion of Organic Wastes. *Remade Scotland*. 2003.
- Montgomery, Lucy F.R e Bochmann, Gunther. 2014.** *Pretreatment of feedstock for enhanced biogas production*. s.l. : IEA Bioenergy, 2014.
- Nizami, Abdul-Sattar e Murphy, Jerry D. 2010.** What type of digester configurations should be employed to produceWhat type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? *Renewable and Sustainable Energy Reviews - Elsevier*. 14, 2010, Vols. 1558-1568.
- ODPM. 2003.** Sustainable Communities: Building for the future. *office of the deputy prime minister*. [Online] 2003.
- ONU. 2015.** Centro Regional de Informações das Nações Unidas. [Online] 2015. [Citação: 1 de 5 de 2015.] <http://www.unric.org/pt/actualidade/31537-relatorio-da-onu-mostra-populacao-mundial-cada-vez-mais-urbanizada-mais-de-metade-vive-em-zonas-urbanizadas-ao-que-se-podem-juntar-25-mil-milhoes-em-2050>.
- Pereira, Ana Isabel Castro. 2013.** *Co-digestão anaeróbia de resíduos verdes e lamas de ETAR para produção de biogás*. Lisboa : Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa, 2013.
- Pereira, Mariana Pires Reis. 2011.** *Espaços Verdes Urbanos - Contributo para a optimização do planeamento e gestão Freguesia de Oerias e São Julião da Barra*. Lisboa : Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa, 2011.
- Pick, Daniel, Dieterich, Martin e Heintschel, Sebastian. 2012.** Biogas Production Potential from Economically Usable Green Waste. *Sustainability*. 2012, Vol. 4.
- PORDATA. 2015.** [Online] 2015. <http://www.pordata.pt/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela>.
- Pratas, Ricardo Silva. 2011.** *Produção de Biogás a partir da Co-Digestão Anaeróbia de Lamas de Suinicultura com Farinhas animais*. s.l. : Dissertação para conclusão do Mestrado Integrado em Engenharia da Energia e do Ambiente, pela Faculdade de Ciências da Unibersidade de Lisboa., 2011.
- Público, Jornal. 2014.** O país descobre o lugar da biomassa, calor em vez de electricidade. [Online] 19 de 10 de 2014. [Citação: 10 de 1 de 2015.] <http://www.publico.pt/economia/noticia/o-pais-descobre-o-lugar-da-biomassa-calor-em-vez-de-electricidade-1673363>.
- Qun Chen, Yun-Chao Xu. 2011.** *An entransy dissipation-based optimization principle for building central chilled water systems*. China : ELSEVIER, 2011. 10.1016/j.energy.2011.10.047.

- REA. 2013.** *Relatório do Estado do Ambiente 2013*. s.l. : Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., 2013.
- Reuters. 2015.** EU lawmakers back new limit for food-based biofuel. [Online] 24 de 2 de 2015. [Citação: 23 de 3 de 2015.] <http://www.reuters.com/article/2015/02/24/us-eu-biofuels-idUSKBN0LS2D620150224>.
- Rodrigues, Ana Alice Lopes de Sousa. 2005.** *Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica*. s.l. : Universidade de Aveiro, 2005.
- Rodrigues, Selma. 2015.** *Informações recolhidas através de entrevista*. 2015.
- Romano, Rowena T., et al. 2009.** The effect of enzyme addition on anaerobic digestion of Jose Tall Wheat Grass. *Bioresource Technology - Elsevier*. 100, 2009, Vols. 4564-4571.
- Salomon, Karina Ribeiro e Lora, Electo Eduardo Silva. 2005.** Estimativa do Potencial de Geração de Energia Elétrica para Diferentes Fontes de Biogás no Brasil. *Biomassa & Energia*. 1, 2005, Vol. 2.
- Santana, Paula, et al. 2010.** O papel dos Espaços Verdes Urbanos no bem-estar e saúde das populações. *Revista de Estudos Demográficos*. 2010, 2010, Vol. 48.
- Seadi, T. Al, et al. 2008.** Biogas Handbook. 2008.
- Silveira, Gonçalo dos Santos. 2009.** Estudo da co-digestão anaeróbia de lamas domésticas om efluente da indústria da fermentação do pão da empresa Mauri Fermentos. *Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa*. 2009.
- Sliz-Szkliniarz, Beata e Vogt, Joachim. 2011.** A GIS-based approach for evaluating the potencial of biogas production from livestock manure and crops at a regional scale: A case study for the Kujawsko-Pomorskie. *Renewable and Sustainable Energy Reviews - Elsevier*. 2011, Vol. 16.
- Sluiter, A., et al. 2008.** *Determination of Extractives in Biomass - Laboratory Analytical Procedure*. USA : National Renewable Energy Laboratory, 2008.
- SOTA. [Online]
- Szurek, Michal, Blachowski, Jan e Nowacka, Anna. 2014.** GIS-BASED METHOD FOR WIND FARM LOCATION MULTI-CRITERIA ANALYSIS . *Mining Science*. 2014, Vol. 21.
- Torrado, Ivone. 2010.** *Optimização da hidrólise com ácido diluído para o fraccionamento seletivo das hemiceluloses de palha de sorgo: estudo de bioconversão dos hidrolisados para produção de xilitol*". Algarve : Universidade do Algarve, 2010.
- Tratolixo. 2011.** *Estudo Evolutivo da Produção de Resíduos no Sistema AMTRES*. 2011.
- TRATOLIXO. 2011.** Estudo Evolutivo de Produção de Resíduos no Sistema AMTRES. Setembro de 2011, pp. 58-64.

- . **2014.** *Relatório de Caracterização e Quantificação de Resíduos 2013*. s.l. : TRATOLIXO, 2014.
- . **2014.** *Relatório de Caracterização e Quantificação de Resíduos 2013*. 2014.
- . **2015.** Relatório de Contas e Sustentabilidade 2014. [Online] 7 de 7 de 2015. [Citação: 25 de 7 de 2015.]
<http://www.tratolixo.pt/Comunicacao/Relatrios/Relat%C3%B3rio%20e%20Contas%20e%20Sustentabilidade%202014.pdf>.
- Valorsul. 2015.** [Online] 2015. [Citação: 31 de 3 de 2015.] <http://www.valorsul.pt/pt/clientes/quanto-custa-depositar-os-residuos-na-valorsul.aspx>.
- VALORSUL. 2015.** [Online] 2015. [Citação: 14 de 2 de 2015.] <http://www.valorsul.pt/pt/a-valorsul.aspx>.
- VALORSUL - ETVO. 2015.** Valorsul. *Valorsul*. [Online] 2015. <http://www.valorsul.pt/pt/valorizacao-organica/etvo.aspx>.
- VALORSUL. 2014.** *Informações fornecidas pela Valorsul*. 2014.
- Verein Deutscher Ingenieure, VDI. 2006.** Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. 08/04, 2006.
- Verso, A., et al. 2015.** GIS-based method to evaluate the photovoltaic potential in the urban environments: The particular case of Miraflores de la Sierra. *Solar Energy - Elsevier*. 117, 2015.
- Wikipedia. 2015.** Wikipedia. [Online] 2015.
https://pt.wikipedia.org/wiki/Demanda_qu%C3%ADmica_de_oxig%C3%AAnio.
- WILLIAM S. ADNEY, CHRISTOPHER J. RIVARD, MING SHIANG, AND MICHAEL E. HIMMEL. 1990.** Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Biomass and Wastes - Cellulases and Related Enzymes. [Online] 24 de Agosto de 1990. [Citação: 11 de Novembro de 2014.]
http://download.springer.com/static/pdf/146/art%253A10.1007%252FBF02921684.pdf?auth66=1415703154_f3b3e9eb097feb3549775aaf0c580d9f&ext=.pdf.
- World Footprint. *Global Footprint Network - Advancing the Science of Sustainability*. [Online] [Citação: 20 de 3 de 2015.] http://www.footprintnetwork.org/ar/index.php/GFN/page/world_footprint/.
- WWF International, WWF. 2014.** *Living Planet Report 2014*. 2014. ISBN 978-2-940443-87-1.
- WWF. 2015.** WWF. WWF. [Online] 2015. [Citação: 31 de 3 de 2015.]
http://www.wwf.pt/o_nosso_planeta/alteracoes_climaticas/causas/.

Zhenjun Ma, Shengwei Wang*. 2008. *An optimal control strategy for complex building central chilled water central chilled water*. Hong Kong : ELSEVIER, 2008. Artigo. Building and Environment 44 (2009) 1188–1198.

8. Anexos

Anexo 1: Dados sobre as visitas técnicas e entrevistas realizadas com os tomadores de decisão

Entidade	Nome	Tipo	Data
OEINERGE	Eng ^a . Paula Cristina Santos – Diretora Técnica	Entrevista	8/4/2014
Tratolixo – Ecoparque Abrunheira	Eng ^o . Ricardo Castro – Responsável pela unidade de D.A.	Visita técnica	17/4/2014
Cascais Ambiente - CMC	Eng ^o . Nuno José Vinagre - Chefe do Departamento de Sistemas de Apoio à Decisão	Entrevista	12/5/2014
ETVO - Valorsul	João Paulino - Técnico de Comunicação e Imagem da Valorsul	Visita técnica	22/5/2014
Tratolixo – Ecoparque Trajouce	Dr. João Dias Coelho – Presidente do Conselho de Administração	Entrevista	18/6/2014
Divisão dos Espaços Verdes - CMO	Arq ^a . Lara Barreiros Eng ^a Ana Marta Girão – colaboradoras do DEV	Entrevista	24/6/2014
Departamento de Ambiente e Equipamento - CMO	Selma Rodrigues – Colaboradora núcleo de promoção e sensibilização ambiental	Entrevista	24/6/2015

Anexo 2: Modelo de inquérito enviado às empresas de manutenção de espaços verdes e de tratamento de resíduos

De forma a melhor verificar o ponto de vista das empresas que executam os trabalhos de manutenção de espaços verdes foi realizado um levantamento de contatos com recurso a pesquisas na internet.

A estas empresas foi enviado um inquérito (a) que pretendia identificar dentre outros detalhes, o número médio de operações de manutenção, locais de atuação, equipamentos utilizados e destino atribuído aos resíduos verdes.

Também foi desenvolvido um inquérito com destino as entidades de tratamento de RSU (b).

O desenvolvimento dos inquéritos contou com a colaboração do estagiário do Projeto GR3 Engº. João Bidarra.

a) INQUÉRITO AS EMPRESAS DE MANUTENÇÃO DE ESPAÇOS VERDES URBANOS

1. Identificação

Nome da Empresa: _____

Nome do responsável a contactar: _____

Telf: _____ Tlm: _____

Endereço Eletrónico: _____

2. Tipo de organização:

Pública ☐ Privada ☐

3. Atividade (escolha pelo menos uma opção)

Áreas de intervenção:			Quantidade média de relva cortada (t/ano)
a)	Aeroporto		
b)	Auto-Estrada		
c)	Área Agrícola não cultivada		
d)	Áreas Urbanas/ Ruas		
e)	Campo de Golfe		
f)	Jardim/Parque Privado		
g)	Jardim/Parque Público		
h)	Reservas Naturais		

4. Dados Técnicos

4.1 Tem conhecimento da directiva 2009/28/EC, que define a biodiversidade dos tipos de relva a serem plantados:

Sim ☐ Não ☐ Aplica a diretiva: Sim ☐ Não ☐

4.2 Especifique quais os tipos ou misturas de relva que utiliza com maior frequência e qual o critério de selecção.

	Tipo de relva	Critérios de selecção
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		

4.3 Indique o número médio de cortes de relva efetuados, por mês, por espaço verde.
(Na linha “Espaço verde” coloque as respetivas letras das áreas de intervenção da tabela do ponto 3)

	Espaço verde:	Espaço verde:	Espaço verde:	Espaço verde:	Espaço verde:
Mês	Nº de Cortes	Nº de Cortes	Nº de Cortes	Nº de Cortes	Nº de Cortes
Janeiro					
Fevereiro					
Março					
Abril					
Maio					
Junho					
Julho					
Agosto					
Setembro					
Outubro					
Novembro					
Dezembro					

4.4 Indique o número médio de fertilizações realizadas (por espaço verde) nos meses de:

Primavera/Verão Outono/Inverno

4.5 Em média, qual é o número de trabalhadores envolvidos numa operação de:

Corte

Fertilização

4.6 Indique o tipo de equipamento utilizado no corte e recolha das relvas, assim como o respetivo consumo e potência.

	Equipamento		Combustível Utilizado	Consumo (l/ha)	Consumo (l/h)	Potência (kW)
Corte	Roçadeira					
	Aparador de relva					
	Cortador de relva					
	Trator					
	Outro:					
	Outro:					
Recolha	Soprador					
	Outro:					
	Outro:					

5. Armazenamento e destino

5.1 Modo de armazenamento dos resíduos verdes:

a) Em sacos plásticos.		e) Sem nenhum tipo de protecção a céu aberto	
b) Em contentor fechado.		f) Sem nenhuma protecção num recinto fechado	
c) Em contentor aberto.		g) Outro:	
d) Em contentor aberto num recinto fechado.			

5.2 Qual o encaminhamento/destino dado à relva cortada:

a)	É triturado e espalhado no próprio local (mulching)	
b)	É retirado e cedido a privados	
c)	É retirado, submetido a compostagem e aplicado nos solos municipais	
d)	É retirado, submetido a compostagem e cedido a privados	
e)	Depositado no contentor dos resíduos urbanos indiferenciados	
f)	Entregue a empresa responsável pela recolha dos resíduos urbanos	
g)	Transferido para ecocentro	
h)	Outro	

5.3 Se na questão anterior seleccionou a opção e) ou f), indique:

a) Custo de transporte por tonelada de resíduo recolhido:

b) Custo da entrega do resíduo para tratamento/destino final (€/t):

c) Tipo de tratamento/destino final:

6. Outras informações

6.1 É uma empresa associada à ANEFA - Associação Nacional de empresas Florestais, Agrícolas e do Ambiente?

Sim ☐ Não ☐ Não conheço ☐

6.2 Está inscrito no site "www.agroportal.pt"?

Sim ☐ Não ☐ Não conheço ☐

7. Sugestões

Tem alguma sugestão ao inquérito ou ao projeto?

Obrigado pela sua participação!

b) INQUÉRITO AOS RESPONSÁVEIS PELO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

2. Identificação

Nome da empresa: _____

Nome do responsável a contactar: _____

Telefone: +351 _____ Tml: +351 _____

Endereço eletrónico: _____

2. Tipo de organização:

Empresa Pública ☐ Empresa Privada ☐ Empresa Multimunicipal ☐

3. Resíduos Verdes recebidos

- 2.1. Os resíduos verdes provenientes do corte de jardins e áreas verdes são encaminhados para o centro de triagem ou seguem misturados com os outros Resíduos sólidos urbanos:

	t/ano	(%)
Seguem separados na totalidade para o centro de triagem		
Seguem misturados com os outros RSU		
Uma parte segue para o centro de triagem e outra misturada		

- 2.2. Os resíduos verdes do corte de jardins e áreas verdes que chegam ao centro de triagem de forma diferenciada (recolha e armazenamento selectivo) são provenientes de:

	t/ano
Particulares	
Entidades públicas	
Empresas	

- 2.3. A fracção herbácea biodegradável (relva, caules, folhas, ou outro tipo de material unicamente herbáceo) é armazenada separadamente dos resíduos lenho-celulósicos (aparas de madeira, ramos e troncos de árvores e arbustos, ou outro material constituído por lenhina)?

Sim		Não, são misturados	
------------	--	----------------------------	--

- 2.4. No caso de serem misturados é efectuada a separação da fracção herbácea biodegradável dos resíduos lenho-celulósicos, antes de seguir para o tratamento/destino final?

Sim		Não	
------------	--	------------	--

3. Resíduos Verdes - Quantidades

Indique a quantidade de Resíduos Equiparados a Urbano (REU), Verdes biodegradáveis (RV biodegradável) e lenho-celulósicos (RV lenhosos), recebidos anualmente por sistema ou concelho:

Ano de 2013

Proveniência Sistema/Concelho	Resíduos Totais recebidos (t/ano)	Resíduos Verdes (t/ano) Código LER	
		20 02 01	20 03 03

Ano de 2012

Proveniência Sistema/Concelho	Resíduos Totais recebidos (t/ano)	Resíduos Verdes (t/ano) Código LER	
		20 02 01	20 03 03

Produção de biogás a partir de resíduos de espaços verdes

Ano de 2011

Proveniência Sistema/Concelho	Resíduos Totais recebidos (t/ano)	Resíduos Verdes (t/ano) Código LER	
		20 02 01	20 03 03

4 .Tratamento e Destino final

4.1 Indique a solução de tratamento e destino final aplicado aos resíduos verdes biodegradáveis e lenhosos

Sistema/Concelho	Tratamento /destino * A, B, C, D	Capacidade Tratamento (t/ano)	Resíduos verdes biodegrad. (t/ano)	Resíduos verdes lenhosos (t/ano)

*assinalar a opção

A	B	C	D
Aterro sanitário	Compostagem	Digestão anaeróbia	Incineração

4.2 Caso tenha optado pela opção C - Digestão anaeróbia, indique:

Nome ou localidade	Volume de biogás produzido (m ³ /ano)	Produção de energia eléctrica (kWh/ano)	Produção de energia térmica (kWh/ano)	Produção de composto (t/ano)

4.3 Ainda para o caso da aplicação de Digestão Anaeróbia aos resíduos verdes, qual o tipo de digestão:

Digestão simples ☐

Co-digestão ☐ Indique a percentagem de RV presente no co-substrato (RV/tonelada de substrato)

5 – Custos

Indique o valor da taxa de entrada e tratamento para os Resíduos verdes (€/t):

Local	Recepção no centro de triagem	Digestão anaeróbia	Aterro sanitário	Compostagem	Incineração
Aplicada a empresas de manutenção de espaços verdes					
Aplicada a particulares					
Aplicada a Câmaras municipais/Juntas de Freguesia, etc					

Indique os factores restritivos ao crescimento da valorização dos resíduos da relva através da digestão anaeróbia:

Obrigado pela sua participação!

Anexo 3

Informação sobre a quantidade de resíduos verdes gerida por operadores de gestão de resíduos urbanos. Esta informação corresponde aos dados registados nos Formulários do Mapa de Registo de Resíduos Urbanos (MRRU), disponível através do Sistema Integrado de Registo da Agência Portuguesa do Ambiente (SIRAPA).

Tabela 16: Produção de Resíduos Verdes por código LER

Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos	Quantidade (t) 2010		Total (t)	Quatidade (t) 2011		Total (t)	Quantidade (t) 2012		Total (t)
	Código LER			Código LER			Código LER		
	200201	200303		200201	200303		200201	200303	
ALGAR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.	32644	59	32703	28096	3545	31641	23647	3058	26705
AMARSUL - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.	2863	0	2863	26578	3902	30480	21756	13574	35330
Ambilital	136	8	144	109	11	121	2311	345	2656

Produção de biogás a partir de resíduos de espaços verdes

AMCAL- ASSOCIAÇÃO DE MUNICÍPIOS DO ALENTEJO CENTRAL	0	0	0	0	0	0	541	0	541
BRAVAL - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.	480	0	480	0	0	0	481	0	481
ECOLEZIRIA - Empresa Intermunicipal para Tratamento de Resíduos Sólidos, EIM	0	0	0	0	0	0	502	0	502
ERSUC - Resíduos Sólidos do Centro, S.A.	73	0	73	503	0	503	735	4122	4857
GESAMB-Gestão Ambiental e de Resíduos, EIM	138	0	138	4883	0	4883	752	0	752
LIPOR - Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto	37566	0	37566	19285	0	19285	20351	0	20351
Resialentejo - Tratamento e Valorização de Resíduos EIM	3	0	3	541	437	978	362	416	778
RESINORTE - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.	690	9	699	9372	14160	23532	1151	3048	4200
RESITEJO - Associação de Gestão e Tratamento dos Lixos do Médio Tejo	43	11	53	4	3	7	1426	118	1544
SULDOURO - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos, S.A.	441	15	456	397	9	406	758	7725	8482
Valor Ambiente - Gestão e Administração de Resíduos da Madeira, S.A.	337	511	848	5013	602	5614	5116	359	5474
VALORLIS - Valorização e Tratamento de	0	0	0	20	1994	2015	7	2079	2086

Produção de biogás a partir de resíduos de espaços verdes

Resíduos Sólidos, S.A.									
Valorsul - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos das Regiões de Lisboa e do Oeste, S.A.	810	662	1472	135	716	851	1582	698	2280
VALNOR - Valorização e Tratamento de Resíduos do Norte Alentejano, S.A.	0	0	0	0	0	0	77	0	77
ASSOCIAÇÃO DE MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO PLANALTO BEIRÃO	700	0	700	655	0	655	621	0	621
TRATOLIXO, Tratamento de Resíduos Sólidos, EIM, SA.	16507	66414	82922	16290	84850	101140	14754	55276	70030
VALORMINHO - Valorização e tratamento de resíduos Sólidos, S.A	11	0	11	*	*	*	*	*	*
RESULIMA_ Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A	5	0	5	*	*	*	*	*	*
Total	93446	67688	161134	111892	110229	222121	96929	90817	187746

Produção de biogás a partir de resíduos de espaços verdes

Ano	Unidade de destino	Origem/ proveniência	Quantidades em t		
			LER 200201 (resíduos biodegráveis de jardins e parques)	LER 200303 (resíduos de limpeza de ruas)	
2011	Aterro Sanitario Mato da Cruz	Município da Amadora	971,10	-	
		Município de Lisboa	-	599,78	
		Ecocentro do Lumiar	6,14	-	
		Particulares	129,08	116,14	
	Aterro Sanitario do Oeste	Município de Alcobaça	0,10	12,06	
		Município de Alenquer	2,78	-	
		Município de Azambuja	247,46	16,70	
		Município do Cadaval	0,52	-	
		Município das Caldas da Rainha	-	16,44	
		Município da Nazaré	75,36	6,04	
		Município de Óbidos	-	1,34	
		Município de Rio Maior	3,76	27,86	
		Município do Sobral de Monte Agraço	0,22	-	
		Município de Peniche	4,86	-	
		Município de Torres Vedras	-	29,62	
2012	Aterro Sanitario Mato da Cruz	Município da Amadora	1182,20	-	
		Município de Lisboa	-	413,52	
		Ecocentro do Lumiar	7,10	-	
		Particulares	57,72	114,22	
	Central de Incineração	Município de Odivelas	-	5,66	
	Estação de Tratamento e Valorização Orgânica	Município da Amadora	5,80	-	
	Aterro Sanitario do Oeste	Município de Azambuja	239,68	53,06	
		Município de Alenquer	3,80	-	
		Município do Bombarral	-	9,82	
		Município das Caldas da Rainha	-	4,58	
		Município da Nazaré	83,36	95,34	
		Município de Óbidos	-	1,66	
		Munípio de Peniche	2,14	-	
	2013	Aterro Sanitario Mato da Cruz	Município da Amadora	1450,74	-
Município de Lisboa			-	324,26	
Ecocentro do Lumiar			6,16	-	
Particulares			39,52	179,36	
Central de Incineração		Município de Odivelas	-	4,30	
Estação de Tratamento e Valorização Orgânica		Município de Lisboa			
			237,74	-	
Aterro Sanitario do Oeste		Município de Alcobaça	0,30	-	
		Município de Alenquer	0,70	-	
		Município da Azambuja	750,62	7,04	
		Município das Caldas da Rainha	-	0,42	
		Município de Rio Maior	0,50	0,18	
		Município da Nazaré	89,60	176,20	
			Total	5599,06	2215,6

Figura 29: Resíduos verdes recebidos pela Valorsul entre 2010 e 2012 e respetivo destino final.

Anexo 4

Informações sobre as amostras de regadio e sequeiro coletadas.

Tabela 17: Produção de biomassa

	Data do corte	ST [%m/m]	SV [%m/m]	kg peso humido/m ² .ano	kg peso seco/m ² .ano
Pq. Poetas	26/06/2014	27	24	3	1
Pq. Poetas	30/09/2014	20	18	4	1
Pq. Perdizes	30/09/2014	17	15	4	1
			Média	4	1

Importante: São áreas de regadio o Parque dos Poetas e o Parque das Perdizes. A zona de enquadramento do Cabeço do Gato foi a única a ser amostrada de área de sequeiro, devido a limitações técnicas. As zonas de sequeiro eram de mais difícil acesso e haviam sido cortadas antes do início do período de amostragem.

O Parque das Perdizes apesar de ser uma área com rega, sofre operações de corte com uma menor frequência. Nos meses de outono/inverno não sofre operações de manutenção, desta forma, por ano são realizadas aproximadamente 8 operações de corte.

Para o Parque dos Poetas se mantém a média geral de 24 operações de corte por ano. No mínimo de 15 em 15 dias, nos meses de primavera/verão, e mensalmente nos restantes meses.



Figura 30: Armazenamento dos resíduos recolhidos para transporte.

Anexo 5

Parâmetros para extração utilizando Dionex ASE. Retirado de (Sluiter, et al., 2008)

Create a method in the automatic extractor software. Using the Dionex ASE system, program the following parameters:

Pressure: 1500 PSI

Temperature: 100 °C

Preheat time: 0

Heat time: 5 minutes (automatic software default)

Static time: 7 minutes

Flush volume: 150%

Purge time: 120 seconds (optional)

Static cycles: 3